



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds-
och växtproduktionsvetenskap

Lähäckar för minskad vinderosion och andra ekosystemtjänster

Windbreaks for alleviated wind erosion along with other acquired ecosystem services

Erik Gustafsson



Självständigt arbete • 15 hp
Trädgårdsingenjör:odling – kandidatprogram
Alnarp 2014

Lähäckar för minskad vinderosion och andra ekosystemtjänster

Windbreaks for alleviated wind erosion along with other acquired ecosystem services

Erik Gustafsson

Handledare: Georg Carlsson, SLU, Institutionen för biosystem och teknologi

Btr handledare: Sven-Erik Svensson, SLU, Institutionen för biosystem och teknologi

Examinator: Erik Steen Jensen, SLU, Institutionen för biosystem och teknologi

Omfattning: 15 hp

Nivå och fördjupning: G2E

Kurstitel: Kandidatarbete i biologi

Kurskod: EX0493

Program/utbildning: Trädgårdsingenjör:odling – kandidatprogram

Examen: trädgårdssingenjör, kandidatexamen i biologi

Ämne: Biologi (EX0493)

Utgivningsort: Alnarp

Utgivningsmånad och -år: Maj 2014

Omslagsbild: Michel Riksen

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Nyckelord: Agroforestry, lähäckar, ekosystemtjänster, Millennium Ecosystem Assessment, vinderosion, Skåne, jordbruk, träd, odlingsystem

Nyckelord: Agroforestry, windbreaks, shelterbelts, ecosystem services, Millennium Ecosystem assessment, wind erosion, Scania, agriculture, tree, cropping system

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap

Institutionen för biosystem och teknologi

Sammanfattning

Människans näringar och kulturer har orsakat landskapsförändringar som på många håll i världen lett till flera ekologiska konsekvenser som erosion liksom övergödning av vattendrag och hav. Skogsbruk såväl som jordbruk har därutöver resulterat i stora utarmningar av den biologiska mångfalden på jorden. Sedan en tid har jordbrukets negativa konsekvenser fått alltmer uppmärksamhet inom bland annat politik, forskning och näringsliv, varav somliga människor aktivt försökt stoppa det negativa händelseförloppet som manifesterat många av världens odlingslandskap. Diskussioner som innefattar ekosystemet och dess så kallade tjänster för människans såväl som andra organismers överlevnad och välbefinnande erhåller därutöver mer och mer fokus i strävan mot miljövänligare alternativ för storskalig odling. I sökandet efter mer ekologiskt sunda odlingssystem har intresset igen väckts för agroforestrysystem, som kombinerar vedartade växter med vanligt förekommande grödor. Etableringen av lähäckar på respektive intill odlingarealer i Skåne kan bidra med flertalet ekosystemtjänster vilka bevisats stoppa ex. vinderosion och främjat pollinatörer. Vidare kan de bidra till fler fördelar som inbinding av koldioxid, reducerad övergödning och ökad biologisk mångfald. I sammanställningen ges information om hur lähäckar bidrar till de ekosystemtjänster som listas av Millenium Ecosystem Assessment, till fördel för omgivande miljö.

Abstract

Human enterprises and cultures have caused serious changes in many landscapes on earth which later have triggered ecological consequences such as soil erosion and eutrophication of land and sea. Forestry just as agriculture has furthermore caused serious declines in biodiversity in many regions of the globe. For some time negative effects of agriculture has received increased attention in arenas such as politics, science and enterprises, whereas some people actively have been involved in attempts to halt the chain of negative events in many of the world's farmland. Discussions which include ecosystems and their so called ecosystem services essential for human as well as other organisms' survival are constantly receiving more focus in the pursuit for more environmentally sound alternatives of large-scale cultivation. This search has again awakened the interest for agroforestry systems, which combines woody plants with common crops. The establishment of shelterbelts on or adjacent to areas of cultivation in Scania can contribute with various ecosystem services which alleviate wind erosion as well as promoting other ecosystem services as the promotion of pollinators. Other examples of contributions are sequestration of carbon dioxide, lessened eutrophication and increased biodiversity. This review holds information about the contributions from established shelterbelts to the ecosystem services listed by the Millennium Ecosystem Assessment that are beneficial to surrounding environment.

Tack

Till Georg Carlsson och Sven Erik Svensson vilka fann tid i en tid av otid för att hjälpa en strandsatt student, trots redan fullbokade scheman. Kommer vara evigt tacksam till deras hjälp liksom Georgs omsorgsfulla öga för rättningar i arbetet. Vidare vill jag tacka Lars Törner för hans generösa givmildhet av sitt litterära material och sina breda kunskaper, vilka varit till stor vikt för inkluderad fakta i arbetet. Det samma gäller för Jan Göransson vilken visat på stort intresse att dela med sig av sina kunskaper av bl.a. inkluderandet utav träd på odlingsytan. Jag vill även tacka Ingrid Sommar för många telefonsamtal kring odlingens många tänkbara former och kring resurshantering.

Samtidigt vill jag tacka följande personer för deras råd och vägledning: Walter V. Reid; Florenncia Montagnini; Maria Rosa Mosquera Losada; Divina Vazquez Verala; Anders Jacobson; Karl-Ivar Kumm; Jesper Larsson; Charlott Gissén; Alf Ekblad; Johanna Björklund; Michel Riksen; Markus Eichhorn och inte minst Felix Herzog. Se bilaga 1.

Till förlorade nära och kära, liksom för min älskade syster utan vars hjälp detta inte varit möjligt. För hoppet och framtiden.

Innehåll

Sammanfattning	1
Abstract.....	2
Tack.....	3
Syfte och målbild	7
Frågeställning	8
Avgränsning.....	8
Metod	8
Bakgrund	8
Erosionen i Skåne.....	10
Förändringen av landskapet och gårdar	10
Klimatet i Skåne	12
Erosionen och landskapet	12
Effekter på åkern	13
Effekter förutom de på arealen	13
Summering	14
Ekosystemtjänster, övergripande beskrivning	14
Fyra kategorier.....	16
Tillgodoseende tjänster	16
Reglerande tjänster.....	16
Kulturella tjänster	16
Understödjande tjänster	17
Agroforestry och erhållande av ekosystemtjänster från lähäckar	18
Tillgodoseende ekosystemtjänster	20
Mat.....	20
Bränsle.....	20
Timmer	20
Genetiskt utgångsmaterial	21
Biokemikalier till naturliga liksom syntetiska mediciner.....	21
Dricksvatten.....	22
Reglerande ekosystemtjänster	22
Reglering av mikroklimat och lokalt klimat	22
Reglering av globalt klimat	26
Reglering av vattenföde	32

Reglering av föroreningar i mark och vatten	32
Reglering av biodiversitet	34
Reglering av sjukdomar och skadedjur	37
Reglering av Pollinering	39
Reglering av extrema händelser	41
Kulturella tjänster	41
Kulturella arv	41
Samhällsnytta	41
Rekreation	42
Estetiska värden	42
Utbildning	42
Ekoturism	42
Hemkänsla	42
Understödjande ekosystemtjänster	43
Jordbildande processer och näringsflöden	43
Upptag av energi i organismer	46
Vattenflöden i ekosystemet	47
Potentiella träd som kan användas i lähäckar	47
Ekonomiska fördelar	49
Produktion	49
Etableringskostnader	50
Insatsmedel	51
Skötsel	51
Begränsningar	51
Konkurrens	51
Ljus	52
Vatten	53
Näring	53
Ålder	54
Allelopati	55
Ekonomi	56
Förebyggande åtgärder	56
Nödvändigheten av förändringar inom regelsystem och kunskap	58
CAP – Skogs- / jordbruk	58

Regler och åtagande i och med erosion	58
Forskning och kunskap	59
Marknadsvärde	60
Exempel på genomförda etableringar av lähäckar i Skåne	60
Diskussion.....	63
Slutsatser	86
Referenser	87
Bilagor	101
Bilaga 1 – Information om personer som bidragit.....	101
Bilaga 2 – ordlista.....	102

Syfte och målbild

Detta examensarbete kretsar kring jordbruk och vinderosion i Skåne och tjänar belysa hur uppbyggnad liksom utformning utav odlingsystem kan tänkas motverka ev. erosion i främst det aktuella landskapet. Sammanställningen fokuseras till en rad odlingsystems spatiala uppbyggnad utifrån integreringen av vedartade växter varav fokus i detta fall landat på lähäckar, dock är tanken att läsaren ska kunna reflektera kring andra konstellationer utav buskar och träd likaså. Arbetet blev till delvis utifrån mitt sjudande intresse och tycke till trädens närvaro samt utifrån viljan att belysa diskussioner som i min mening erhåller relativt lite uppmärksamhet på universitetet. Flera forskarlag är fokuserade till dragkampen mellan s.k. ekologisk gentemot s.k. konventionell produktion ex. IPM, kantad med en stor nypa GMO. Argument förs angående hur miljörelaterade konsekvenser ska vägas in inom det konventionella lantbruket gentemot reducerade skördar inom ett ekologiskt sundare jordbruk. Skördereduceringar med omkring 40-50 procent (Ländell m.fl., 2008) kan enligt somliga aktiva inom såväl näringsliv som akademi inte rättfärdigas för företaget. Vissa intressenter eftersöker då lösa huvudvärken till ett uthålligare lantbruk genom tillämpandet utav kunskapen av preciserade genetiskt inducerade förändringar inom utsädet (GMO). Samtidigt menar somliga att det råder en övertro på huruvida utsädet i sig självt skulle lösa situationen, medan ytterligare parter rejekterar utövandet av s.k. GMO-grödor utifrån diskussioner om associerade risker.

Av de diskussioner som förtjänar belysas är först den kanske mindre viktiga för denna litteraturstudie men ändå värd en tanke. Seufert m.fl. (2012) efterfrågade starkt försök under längre tidsintervaller för att bättre klargöra en rad parametrar för både ekologiska som konventionella produktionsystem. Rodale Institute i Pennsylvania, USA; en ideellt driven forskningsinstitution som genomfört det längsta försöket i landet presenterar intressanta fakta inom efterfrågat område. Rapporten som summerar resultaten från den trettioåriga studien tyder på att dynamiken i ett antal parallellt studerade odlingsystem förändrats med tiden efter övergången till ekologisk från konventionell produktion (Rodale Institute, u.å.). De konkluderade att efter några år var produktionen inom ekologiska fält lika hög som i konventionella försöksytter, medan ekologiska odlingsystem presterade bättre än konventionella under vattenstress (Rodale Institute, u.å.). Vad som dock är desto mer centralt för denna studie är fakta från Seufert m.fl. (2012) ang. att skörden i ett odlingsystem varierar starkt utifrån platsen men också utifrån hur odlingsystemet utformas. Exempelvis påvisades skörd från perenna växter kunna vara i stort lika omfattande inom de båda extremerna (Seufert m.fl., 2012). Detta kan ge utrymme för en nyansering utav möjligheterna för närmandet till relativt sett högavkastande samt uthålligare odlingsystem, vilka samtidigt kanske kan reducera problem som erosion.

Tanken är att examensarbetet ska kunna läsas och förstås utav alla potentiella läsare; akademiker som andra inom tvärvetenskaplig forskning hand i hand med någon eller båda parter inom näringslivet. Målbilden på detta vis är att försöka visa kontraster till de

diskussioner som annars ofta förs och samtidigt främja reflektioner kring hur människan påverkar landskap, samt hur dessa skulle kunna se ut.

Frågeställning

Frågeställningarna är kopplade till hur perenna växter påverkar övriga miljön runtomkring dem, med tryck på varierande iakttagelser från träd och buskar. Fokus ligger på generandet av s.k. ekosystemtjänster, som de nedan:

- Kan etableringen av lähäckar på eller längs kanten av odlingsarealer bidra till vindskydd mot erosion och samtidigt främja andra ekosystemtjänster?
- Vilket träd ska användas för att erhålla så många ekosystemtjänster som möjligt?
- Kan det vara bra att använda fler sorts träd i lähäckarna?
- Kan lähäckar ge negativa konsekvenser på odlingssystemet?
- Hur stort mellanrum bör det vara mellan häckarna för att erhålla bäst kombination mellan vindskydd och andra ekosystemtjänster till odlingssystemet?
 - Kan dessa häckar öka biodiversiteten inom odlingsarealen?
 - Har dessa häckar positiv inverkan på gödslingen?
 - Har häckarna positiv inverkan på jorden?
 - Bidrar häckarna till bättre hantering av skadegörare?

Avgränsning

Den geografiska avgränsningen av studien är Skåne. Dock utifrån brist på utförlig information har fakta inhämtats från de platser i världen den varit tillgänglig. Även information om andra utformningar utav de perenna inslagen på eller intill den faktiska odlingsytan har inkluderats i arbetet. Bearbetad information har efter bästa förmåga diskuterats och jämförts gentemot potentiella växter samordnade som lähäckar. Platser för placeringen utav lähäckar inkluderar på odlingsytorna respektive dikt an till dem. Ingen avgränsning har gjorts till förändringar i riktningen utav lähäckar, dock har de allra flesta exempel på lähäckar varit rakt formade. Ekosystemtjänster som tas upp i arbetet har begränsats till de som presenteras inom rapporten Millenuim Ecosystem Assessment (Reid m.fl., 2005), liksom de som Smith m.fl. (2013) utgår ifrån.

Metod

Arbetet har genomförts som en litteraturstudie genom vilken fakta av litterär karaktär presenterats och senare bearbetats. Inget eget försök har utförts under arbetets gång.

Bakgrund

Människans aktivitet på jorden har kommit att forma landskap vilka idag kan upplevas naturliga, men som i själva verket inte är det (Meeus, 1995). Samtidigt bidrog också

uppkomsten av nationella stater tidigare århundraden till att försöka sudda ut regionala skillnader mellan olika landskap och bortsåg från diversiteten som fanns i dem sinsemellan (Meeus, 1995). Den mänskliga kulturen som manifesterat ett område inverkar på hur landskapet ser ut och avgör hur landskapet i fråga betraktas (Meeus, 1995), varav den mänskliga perceptionen för problem i ett landskap enligt Riksen m.fl. (2003) skiljer sig starkt, personer emellan. På många platser i världen har människans inverkan på landskapen lett till omfattande ekologiska problem. Näringar som skogsbruk, djurhållning och jordbruk, tillsammans med urbaniseringen, har under årens lopp skapat andra villkor för växter på platser, där de naturliga ståndorterna förändrats (Meeus, 1995). Exempelvis kan nämnas att när människan blev bofast ersattes vilda djur på platsen av domesticerade sådana och vegetationen i området förändrades för att passa in på de nya djurens behov (Mosquera-Losada m.fl., 2008). Utifrån bönders perspektiv finns det även skillnader i vilka kostnader kopplade till odlingslandskapet som kan accepteras, utifrån vilka sorts grödor som odlas (Riksen m.fl., 2003). Genom att maskera problem som erosion med införsel av resurser som exempelvis gödsel, tillsammans med det faktum att bönders vilja att motverka erosionen bygger mycket på om det finns människor intill som skulle kunna beröras, leder detta delvis många gånger till att erosionen inte motarbetas (Riksen m.fl., 2003). Klimatet anses också kunna vara en bidragande faktor till spridning av problem, som exempelvis erosion (Helldén, 2012).

Modifieringen av landskap innebär många, inte minst, ekologiska problem (Meeus, 1995) och Rockström m.fl. (2009a) menar att den enorma mänskliga modifieringen av landskap som äger rum jorden runt, är ett av de största hoten mot uthålligheten av vår planets förmåga att stå emot de snabba förändringarna vi utsätter den för. Det finns många exempel världen över som beskriver hur människas påverkan genom avskogning har lett till ökenspridning, jorderosion, utarmning av markens växtnäringsinnehåll liksom bördighet, minskad biologisk mångfald (utrotning av arter), utsläpp av växthusgaser och förändrat regionalt klimat, framförallt genom påverkan på nederbördsmonster (Helmfrid, 2012; Helldén, 2012; Otero m.fl., 2012; Ireland m.fl., 2012; Bradshaw, 2012; Pereira m.fl., 2002).

Jorderosion är inte bara ett problem i tropiska eller torra klimat (Whitefield, 2010), utan även i Europa (Jönsson, 1992; Riksen m.fl., 2003; Barring m.fl., 2003). I Storbritannien försvinner mer jord från jordbruksmark via erosion än vad som återskapas och i Tyskland anses vinderosionen vara påtaglig (Jönsson, 1992). Enligt Riksen m.fl. (2003) är vattenerosionen i Europa mer skadlig än vinderosionen på de flesta håll, speciellt i områdena kring Medelhavet. Vinderosionen hotar istället till största del Europas nordvästra delar, till exempel södra Sverige, östra England, och västra Danmark. Utsatt yta i södra Sverige uppges vara ca 170000 ha (Riksen m.fl., 2003), varav merparten utgörs av områden i Skåne (Barring m.fl., 2003). Förekomst av vinderosion bör alltid tas på allvar på grund av dess många negativa konsekvenser (Jönsson, 1992).

Uppgifter om att Skåne i modern tid drabbas av jorderosion har framkommit sedan 1940-talet och fram till nutid (Jönsson, 1992; Barring m.fl., 2003; Riksen, 2003). Under 70- och 80-talen uppmärksammades vinderosionen i Skåne rejält utifrån utbrott av sandstormar (Barring m.fl., 2003; Jönsson, 1992) och då var erosionen så påtaglig att även marker med hög lerhalt också var föremål för erosion (Jönsson, 1992). I Sverige är Skåne det mest drabbade landskapet av erosion och även om vinderosionen är mindre förekommande nu, jämfört med tillbaka i tiden utgör den fortfarande signifikanta problem (Barring m.fl., 2003).

Erosionen i Skåne

Förändringen av landskapet och gårdar

Jordbruket i Skåne har enligt Barring m.fl. (2003) en historia på ungefär 5000 år. Dock började inte skador på landskapet att uppmärksammas förrän under 1700-talet, under vilket konsekvenser visade sig som svar på en ständigt ökande befolkning hand i hand med fällningen av skog som fick ge plats för mer och mer odlingsmark (Barring m.fl., 2003; Jönsson, 1992). Barring m.fl. (2003) och Jönsson (1992) återger att botanisten Linné under sin resa genom landskapet år 1749 blev vittne till hur människan försökte stoppa det pågående händelseförloppet som utvecklats, då stora områden i landskapet piskades av eroderande sand som bildade stora högar längs hinder orienterade i nord-sydlig riktning, vilka visar oss riktningar av de då rådande vindarna. Situationen för landskapet hade utvecklats till en ekologisk kris och värst var det delvis på områden med sandjord (Jönsson, 1992; Barring m.fl., 2003), varav erosionen nådde sin kulmen i slutet av 1700-talet. Dock dröjde det till början av 1800-talet innan formationen av sandhögar, som blivit till dynor, började stanna av (Jönsson, 1992; Barring m.fl., 2003).

Idag finns fortfarande spåren kvar av sandkullar, nu överplanterade med träd, som innan drivit över landskapet (Jönsson, 1992; Barring m.fl., 2003), varav mycket av dylika spår också kan ses på jordartskartor (Barring m.fl., 2003). Träden kom att planteras direkt ovanpå de flyende jordarna för att stabilisera dessa (Jönsson, 1992). Barring m.fl. (2003) anger som exempel en 3,5 km lång sanddyna, i norr-sydlig riktning över landskapet, med en höjd på mellan 6-10 meter, vilken idag är täckt huvudsakligen med tallskog. Barring m.fl. (2003) menar vidare att som en konsekvens av erosionen där, har antalet träd på dessa erosionskänsliga arealer, som i detta fall ligger i mitten av landskapet, ökat med över 15 %.

Under 1800-talet fortsatte landskapet dock att förändras i stor skala, på grund av ett antal kungliga förordningar för ny fördelning av mark bland bönder men även som följd av att en stor markägare i Skåne genomdrog en första systematisk förflyttning av omkringvarande bönder till nya upphällen längre bort (Barring m.fl., 2003). När bönder på detta sätt spred ut sig för att skapa nya gårdar och nya områden att odla omvandlades betesmarker (Barring m.fl., 2003) och ängar (Olsson, 2012; Barring m.fl., 2003) till brukad mark, som radikalt öppnade upp landskap vilka också blev mer utsatta för vind (Barring m.fl.,

2003). Sedan 1850 har somliga delar av jordbruksytorna i Skåne genomgått en så omfattande degradering av fertilitet på grund av erosionen att dessa ytor inte längre kunde förse grödor med tillräcklig näring utan istället planterades igen med träd (Jönsson, 1992).

Även på senare tid har fälten förstörats (Riksen m.fl., 2003; Jönsson, 1992), samtidigt som nya fält skapats på bekostnad av skog (Jönsson, 1992), ängar (Olsson, 2012) och våtmarker (Meeus, 1995). 1900-talet har präglats av en fortsatt konstant förstoring av fälten dels i Skåne då hög vegetation (buskar och träd) fällts i stor omfattning (Jönsson, 1992), ihop med en accelererad reducering av ängar (Olsson, 2012), samt genom att mindre gårdar slagits ihop till större. De moderna typerna av transporter, jordbruksmetoder och kommunikation bryter tillsammans upp vad som finns kvar av de naturliga landskapen och skapar ett sorts storskaligt intensivt odlingslandskap (Meeus, 1995). Även mekaniseringen av skogs- liksom jordbruket har starkt bidragit till öppnare landskap, skriver författaren. Också häckar (Riksen m.fl. 2003; Jönsson, 1992; Bärning m.fl., 2003; Meeus, 1995), alléer och träddungar, (Jönsson, 1992; Bärning m.fl., 2003), vilka innan omringade delar av de mindre odlingsytorna, fälldes (Jönsson, 1992; Riksen m.fl., 2003; Bärning m.fl., 2003; Meeus, 1995). Röjning av hinder på fältet för tyngre maskiner har också gjorts (Jönsson, 1992; Bärning m.fl., 2003), samtidigt som användandet av dem har intensifierats (Riksen m.fl., 2003). Huvudsakligen har gårdarna i Skåne sedan 1940-talet förändrats från små mjölkgårdar till större växtodlingsgårdar med växelbruk (Jönsson, 1992; Bärning m.fl., 2003). Samtidigt visar flygfoton av jordbruksmarken i Skåne mellan 1930- och 1980-talet att dessa blivit alltmer utsatta för erosion (Bärning m.fl., 2003).

Fällningen av vegetation i landskapet har skett till en sådan grad att Meeus (1995), vilken redogör för de olika landskapen i Europa, utskiljer Skåne från resten av Sverige och jämför snarare landskapet med den Atlantiska delen av Europa, nämare bestämt Frankrike i detta fall. Där, enligt samma författare utmärker sig landskapet som vidsträckt med främst stora fält av spannmål, tillsammans med intensiv odling som inkluderar hög användning av pesticider och gödning, samt väldigt hög mekanisering. Författaren förklarar att människor inte trivs i miljön, varav försök har gjorts för att göra området mer iögonfallande. Under 1940-talet ändrades också uppfattningen om jorderosion igen i Sverige och jorderosionskommittén förklarade år 1950 att det rådde ett allvarligt nationellt problem med jorderosion (Bärning m.fl., 2003; Jönsson, 1992) över en ungefärlig yta på 35000 ha, varav merparten fanns i Skåne (Jönsson, 1992). Kommittén efterfrågade långsiktiga försök i Skåne, med syfte till att hantera erosionen (Bärning m.fl., 2003).

Den enda långsiktiga lösningen genom åren implementerades av Ugerups gård (Jönsson, 1992) som försökte lösa problem med erosionen genom planteringar av lähäckar; ett projekt som byggde på inspiration från Danska projekt med lähäckar (Jönsson, 1992; Bärning m.fl., 2003). Gården publicerade under tiden projektet pågick fakta om erosion (Jönsson, 1992), resultat från projektet och annan information, som t.ex. träd de rekommenderade använda i lähäckar inom landskapet (Jönsson, 1992; Bärning m.fl., 2003).

Projektet ansågs bidra med tillräckligt mycket information för att generera lösningar på erosionen men möttes ändå med ovilja från andra bönder (Jönsson, 1992), vilket gjorde att lähäckar aldrig slog igenom (Jönsson, 1992; Bärning m.fl., 2003).

Klimatet i Skåne

Persson m.fl. (2012) skriver att medeltemperaturen varierar mellan - 2°C till 17°C beroende på årstid och plats i landskapet, dock är variationerna från år till år stora och klimatet är annorlunda längs kusten jämfört med inlandet utifrån dynamiken med havets buffrande effekt. Vindarna i Skåne har huvudsakligen sitt ursprung från två trycksystem över Nordatlanten, vari tryckskillnaden dem emellan på grund av jordens rotation resulterar i att luft strömmar norrut och länkas av mot öster (Persson m.fl., 2012). Vindriktningar är under större delen av året västliga till sydvästliga (Persson m.fl., 2012) och dessa har ofta gått hand i hand med nederbörd, varav landskapet till mindre del varit föremål för torra vindar från öst (Bärning m.fl., 2003; Jönsson, 1992). Områden längs kusten var i början av 2000-talet bland de blåsiga i hela landet enligt Bärning m.fl. (2003), varav topografin i Skåne gör att det ofta blåser och dessutom relativt hårt (Persson m.fl., 2012). Den årliga nederbörden sträckte under början av 2000-talet sig från 460-960 mm med ett medelvärde på 661 mm/år, samtidigt som just de erosionsbenägna jordarna erhöll 460-680 mm nederbörd/år (Bärning m.fl., 2003). Sandjordar är de som anses vara känsliga för erosion (Jönsson, 1992; Bärning m.fl., 2003) och dessa är centraliserade till de nordöstra, liksom nordvästra delarna av landskapet, dock finns det fläckvis andra delar med erosionsbenägen jord likaså (Bärning m.fl., 2003).

Erosionen och landskapet

Vinderosionens omfattning beror dels på områdets eller landskapets form, men även på det regionala klimatet, vilka tillsammans utgör mikroklimatet på den faktiska ståndorten och människan inverkar på grödans eller fältets mikroklimat i relation till vinderosionen genom att påverka landskapet (Jönsson, 1992). Enligt Bärning m.fl. (2003) utgör de torra vindarna från öst störst risk för erosion, och även om erosion uppkommer med vindar från alla håll skrev författarna att 75 % av arealen med betor som behövdes sås om på grund av erosion var utsatta för östliga vindar. Bidragande orsak till erosionen under åtminstone 1700-talet kan ha varit övervägande vindar från öst under våren (Bärning m.fl., 2003; Jönsson, 1992) eventuellt ihop med låga temperaturer (Jönsson, 1992). Dessutom blockeras ofta regnbärande moln från öst över Skandinavien av ett större vädersystem, med följd att de östliga vindarna ofta är torra och därmed ökar risken för erosion (Jönsson, 1992). Bärning m.fl. (2003) menar att nederbörd är den näst mest inverkan mekanismen för erosion, efter vind. När vinden verkar tillräckligt starkt i förhållande till jorden på platsen, uppstår vinderosion (Bärning m.fl., 2003), varav vinderosion enligt Jönsson (1992) förekommer vid vindhastigheter lika med, eller över 9m/s. Enligt bokförd statistik var det mellan 1948-1968 197 dagar med vindhastigheter över 9m/s, varav siffran steg till 281 dagar under perioden mellan 1969-1988 (Jönsson, 1992) och samma källa redogör, liksom Bärning m.fl. (2003), för fler fakta som talar för att den senare perioden har högst andel dagar med vindhastigheter

vilka kan orsaka erosion, dock beror resultatet delvis på de kraftiga stormarna åren 1974 och 1984. Jönsson (1992) trycker på det faktum att nederbördsmönster för vindar över 9m/s inte har förändrats nämnvärt mellan de två perioderna.

Effekter på åkern

Erosionen av ett område utgörs av tre faktorer; odlingsåtgärder, klimatet på platsen och grödans livscykel (Bärring m.fl., 2003). Att odla känsliga växter på stora ytor, alltför mycket bearbetning av jorden, eller moment som sterilisering utav den samma förvärrar problem med erosion (Riksen m.fl., 2003). Odlingsåtgärder som bryter upp det förhårdnade översta jordlagret leder till pulverisering av detta (Bärring m.fl., 2003), vilket bidrar till ökad risk för erosion (Jönsson, 1992). Erosionen är ett problem för arealen i sig eftersom grödorna skadas genom att de piskas med sand (Jönsson, 1992; Riksen m.fl., 2003). Dessutom försämras jordens struktur; en del av jordens övre fertila skikt förloras vilket i sin tur bryter ned jordens långsiktiga bördighet; nivån av insatsmedel behöver ökas och skörden sänks (Riksen m.fl., 2003). Vinderosion kan även blåsa bort frön liksom småplantor, eller täcka båda med sand (Jönsson, 1992). Som konsekvens av omfattande vinderosion uppstår inte minst ökad kostnad och mer arbete för att så om grödor, varav en sockerbetsodlare i Skåne fick ökade kostnader på omkring 200000 amerikanska dollar då en storm förstört delar av fältet (Jönsson, 1992). Speciellt utsatta är fält som saknar vegetation (Jönsson, 1992; Riksen m.fl., 2003; Bärring m.fl., 2003), vilket är ett problem med årliga grödor innan de växt till sig tillräckligt mycket för att aggregera jorden och minska erosionen (Jönsson, 1992). Försök av Jönsson (1992) visar på att erosionen av sockerbetsfält är som störst när jorden ligger bar och genom att bekämpa ogräsen under perioder när grödorna är relativt små ökar risken för erosion, då jorden i de fallen bli lämnad till största delen bar. Även om jorderosion för årliga grödor på lätta jordar i Skåne är som störst under mars till juni månad (Riksen m.fl., 2003; Bärring m.fl., 2003) och i mitten på maj för just sockerbetor (Jönsson, 1992), menar Bärring m.fl. (2003) att vinderosion pågår i mindre skala även efter höstplöjning och under vintern.

Effekter förutom de på arealen

De långsiktiga problemen med vinderosion, liksom dess kostnader i andra sammanhang än på åkern ges otillräckligt med uppmärksamhet (Riksen m.fl., 2003). Skador och kostnader för annat än åkern är t.ex. damm som kommer in i maskiners känsliga delar, liksom in i bostäder (Riksen m.fl., 2003). Det har varit svårt att jämföra kostnader som uppstår på odlingsarealen och andra platser eller sammanhang, varav en jämförelse mellan två särskilda undersökningar som gjorts för New México, tyder på att skadorna på annat än arealen översteg de som uppstod på arealen och Riksen m.fl. (2003) menar att skador liksom dess kostnader för andra områden troligtvis är större än de som drabbar odlingsarealen. Samma författare menar vidare att kemikalier, gödselmedel, eller pesticider, vilka sprutats på åkern, hamnar i yt- och grundvatten som då förorenas, i och med vinderosion. Vidare kan erosionen föra med sig smittor, vilka då följer med partiklarna, till växter och djur på andra arealer, varav exempelvis Nordeuropas marker är föremål för kontaminering av ämnen från

atmosfären, som också sprids genom erosion (Riksen m.fl., 2003). De menar vidare att partiklarna kan skada andningsorganen, samtidigt som behov finns av att kartlägga fler hälsoeffekter orsakade av erosion. Andra exempel handlar om infrastrukturen där byn Garrel i Tyskland haft behov av att varje år rensa vägarna från sand (Riksen m.fl., 2003). Sanden kan också täcka över andra ekosystem och skapa ytterligare problem (Riksen m.fl., 2003; Helldén, 2003).

Summering

Jönsson (1992) liksom Barring m.fl. (2003) drar slutsatsen att förvärringen av erosionen i Skåne är en kombination av starkare vindar tillsammans med omfattande röjning av vegetationen som tidigare gav grödor och andra växter skydd mot vinden. Samtidigt menar Barring m.fl. (2003) att ingen fakta finns att verifiera att bönder gjorde någonting åt problemet med erosion under flera århundraden, utan istället övergavs utarmade marker och planterades över med träd, vilket delvis kan ha berott på tradition, liksom lättjan att beskylla klimatet istället för att vidta lämpliga jordbruksmetoder.

Ekosystemtjänster, övergripande beskrivning

Ekosystemet är en dynamisk sammansättning mellan djur, växter, mikroorganismer, tillsammans med den abiotiska omgivningen, vilka fungerar ihop som en enhet (Reid m.fl., 2005) och interaktionerna dem emellan genererar en rad livsuppehållande processer, s.k., ekosystemtjänster, vilka gynnar oss människor (Reid m.fl., 2005). De senaste hundra årens effektivisering, intensifiering och ökade produktionsytor inom jordbrukssektorn i de industrialiserade länderna har, tillsammans med den gröna revolutionen liksom tillgången på billig energi och insatsmedel (Ryschawy m.fl., 2012; Lundberg & Moberg, 2008; Reid m.fl., 2005), gjort det möjligt att bortse från förutsättningarna för att ekosystemen ska kunna leverera ekosystemtjänsterna (Bommarco m.fl., 2012). Samtidigt har denna utveckling frambringat stora skördar (Lundberg & Moberg, 2008; Ryschawy m.fl., 2012; Bommarco m.fl., 2012; Reid m.fl., 2005, ekonomisk expanderings och minskad fattigdom för många människor i världen (Lundberg & Moberg, 2008). Dock har dessa framgångar gått hand i hand med allvarliga konsekvenser såväl för ekosystem liksom människor (Ryschawy m.fl., 2012; Lundberg & Moberg, 2008; Bommarco m.fl., 2012; Reid m.fl., 2005) och införseln av resurser till odlingssystemen har nått ohållbara proportioner (Bommarco m.fl., 2012). Inte långt efter att den stora introduktionen av pesticider började under 1940-talet tillsammans med den pågående modifieringen av landskapen kollapsade hela odlingssystem som följd av nya vågor av sekundära skadegörare samtidigt som förekomsten av skadedjurens naturliga fiender minskade drastiskt (Bommarco m.fl., 2012). Användningen av pesticider och minskningen av odlingslandskapens biodiversitet fortsätter att ge enorma konsekvenser för ekosystemens dynamik (Bommarco m.fl., 2012). Samtidigt pressas jordbruksdriften vid många gårdar ekonomiskt (Ryschawy m.fl., 2012). Globalisering av marknaden liksom EUs bidragssystem (CAP) bidrar tillsammans med bristen på arbetskraft till gårdarnas förstörade arealer och specialisering för att öka sina ekonomiska omsättningar (Ryschawy m.fl., 2012).

Det storskaliga jordbruket har därmed bidragit till en kraftig försvagning av de ekosystemtjänster som stödjer vårt och andra arters välbefinnande (Bommarco m.fl., 2012). Denna utveckling ger även negativ återverkan på jordbruket självt, eftersom modifieringen av landskapen är skadligt för de vilda pollinationerna vilka i sin tur utgör en begränsande faktor för det globala jordbrukets skördar (Garibaldi m.fl., 2012).

Många bönder erhåller idag inte den potentiella skörd som skulle kunna uppnås, på grund av bristande förmåga hos odlingsekosystemen i fråga att stödja växternas tillväxt fullt ut (Mueller m.fl., 2012). Det handlar om bristande styrning av: 1) näring, 2) vatten (Bommarco m.fl., 2012; Mueller m.fl., 2012), 3) ogräsbekämpning och 4) pollinering (Bommarco m.fl., 2012), liksom 5) begränsningar i hur klimatet regleras (Mueller m.fl., 2012), varav de fyra förstnämnda till stor del styrs av de närvarande ekosystemtjänsterna (Bommarco m.fl., 2012). Skillnader mellan erhållen skörd gentemot potentiell skörd kallas internationellt för "yield gaps" (Mueller m.fl., 2012; Bommarco m.fl., 2012). Även om det är svårt att kvantifiera kostnaderna för degraderingen av stödjande ekosystemtjänster (Reid m.fl., 2005) vet vi att kostnaderna för att minska dessa "yield gaps" genom införsel av resurser, ökar när ekosystemtjänsterna minskar (Bommarco m.fl., 2012). Samtidigt sjunker även dagens produktion sakta på jordarna av intensiva jordbruk på grund av att det organiska materialet gradvis minskar (Bommarco m.fl., 2012).

Uppskattningar från FAO föreslår en nödvändig ökning av matproduktionen med ungefär 70 procent till år 2050, vilket vi vet kommer skapa ännu mer tryck på biosfären, som i sin tur kommer resultera i mer negativa konsekvenser på ekosystemet liksom dess tjänster, till nackdel för bl.a. vårt välbefinnande i framtiden (Smith m.fl., 2012). För att möta denna utmaning behöver jordbruket vara produktivt (Bommarco m.fl., 2012) och samtidigt bygga på multifunktionalitet; det vill säga optimering av flera ekosystemtjänster (Garibaldi m.fl., 2013). Detta innefattar bland annat odlingssystemets motståndskraft mot skadegörare och stressfyllda odlingsförutsättningar (Bommarco m.fl., 2012), liksom stor bredd i vegetationens biodiversitet, gynnande av boplatser till djur, bevarande liksom restaurering av landyta, återhållsam användning av pesticider, utifrån dess påverkan på insekter (Garibaldi m.fl., 2013), samt en strävan att minimera den negativa inverkan på intilliggande ekosystem, för att kunna uppnå hållbarhetsprincipens tre grundpelare; socialt, ekonomiskt, liksom ekologiskt (Bommarco m.fl., 2012). I hållbarhetsbegreppet ingår även att skötseln av landskap ska baseras på dess naturliga arv, ekonomiska värde liksom återplantering av skövade skogar, genom att använda regler som tar alla delarna i beaktning, inte minst för att undvika att skada såväl landskapet som marken och vattnet, tillsammans med att ta till vara på landskapets tilltalande utseende (Meeus, 1995). Om dessa ambitioner försummas riskeras hela lantbrukets framtid (Garibaldi m.fl., 2013).

Det är fortfarande möjligt att möta framtidens behov av mat, dock kommer vi behöva utgå ifrån ekosystemtjänsterna istället för dagens ohållbara införsel av externa, samt många

gångar skadliga resurser (Bommarco m.fl., 2012) som den industrialiserade formen av jordbruk gett upphov till (Rockström m.fl., 2009b). Fokus behöver riktas om, bort från eftersträvandet av externa resurser, ofta baserade på fossila bränslen, som transporteras och förs in i odlingssystemet, vilka många fattiga bönder i världen inte har råd att betala för i alla fall (Lundberg & Moberg, 2008). En intensifiering av jordbruket på ett ekologiskt hållbart sätt innebär att främja ekosystemtjänster, genom att stödja de organismer de utgörs av och som direkt liksom indirekt bidrar till odlingssystemet, vilket då även i sin tur effektiviseras (Bommarco m.fl., 2012). För att komma ända fram är det också nödvändigt att blanda olika användanden av arealen med varandra (Smith m.fl., 2012), varav ett multifunktionellt utnyttjande av landskapet har blivit erkänt som ett sätt att just öka biodiversiteten, minska användandet av kemikalier och samtidigt minska erosionen i landskapet (Eichhorn m.fl., 2006), vilket då också värnar om både produktiviteten och ekosystemet, inklusive dess motståndskraft mot skadegörare och oförutsedda händelser (Smith m.fl., 2012).

Fyra kategorier

Millennium Ecosystem Assessment (MA) (Reid m.fl., 2005) delar, enligt Bommarco m.fl. (2012), in ekosystemtjänsterna i fyra stycken kategorier utefter hur dynamiken mellan ekosystemet och dess tjänster manifesteras: tillgodoseende, reglerande, kulturella och understödjande tjänster (Bommarco m.fl., 2012). Många av de underordnade ekosystemtjänsterna från de olika kategorierna påverkar varandra, över kategorierna (Reid m.fl., 2005) och vi är helt beroende av dem för vår överlevnad (Reid m.fl., 2005; Garibaldi m.fl., 2013), även om vår uppfinningsrikedom kan buffra till en begränsande omfattning för deras genererande förmåga (Reid m.fl., 2005). Se figur 1.

Tillgodoseende tjänster

Ekosystemet genererar produkter för att tillgodose djur och organismer för dess överlevnad (Smith m.fl., 2012; Reid m.fl., 2005). Till tillgodoseende tjänster räknas ekosystemets generering av: mat, fibrer, bränsle (Bommarco m.fl., 2012; Reid m.fl., 2005), timmer, genetiskt utgångsmaterial, biokemikalier som naturliga mediciner, dricksvatten, liksom råvaror till syntetiska mediciner och dekorativa råvaror som skinn eller blommor (Reid m.fl., 2005).

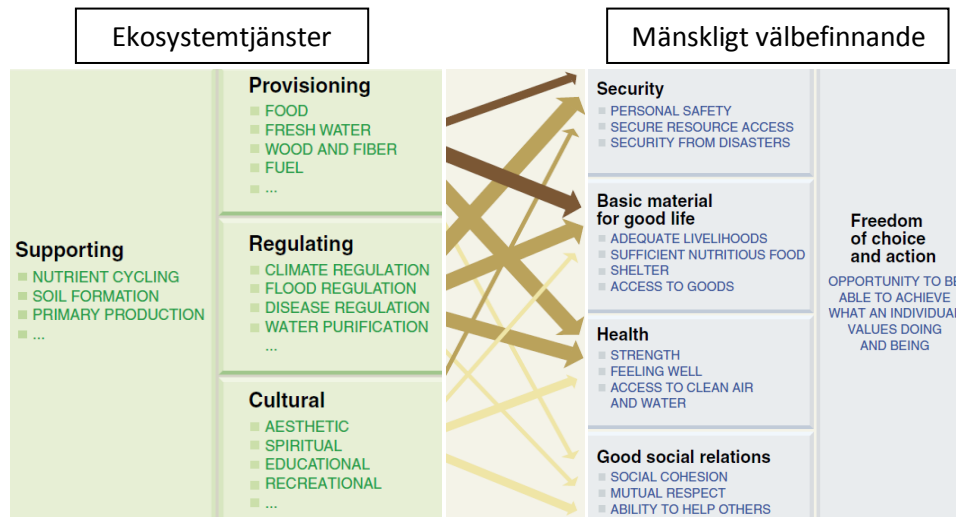
Reglerande tjänster

Ekosystemet regleras och bärs upp av olika biologiska processer (Reid m.fl., 2005). Till reglerande ekosystemtjänster räknas kontroll av patogener, pollinering av grödor, reglering av klimatet, rening av vatten, buffring mot extrema händelser, motverkande av erosion, reglering av luftkvalitet (Bommarco m.fl., 2012; Reid m.fl., 2005), biodiversitet (Smith m.fl., 2012) växthusgaser och även bindning av kol (Smith m.fl., 2012; Reid m.fl., 2005).

Kulturella tjänster

De kulturella tjänsterna utgörs av icke materiella ting som vi erhåller genom interaktion med ekosystemet (Reid m.fl., 2005). Till kulturella tjänster räknas bl.a. estetiska värden, rekreation (Smith m.fl., 2012; Bommarco m.fl., 2012; Reid m.fl., 2005), utbildning

(Bommarco m.fl., 2012; Reid m.fl., 2005), samhällsnytta (Smith m.fl., 2012), kulturella arv, ekoturism (Smith m.fl., 2012; Reid m.fl., 2005), inflytandet på mänskliga kulturen, religiösa liksom andliga värden, inspiration; exempelvis folksånger, etablerande av sociala utövanden och hemkänsla (Reid m.fl., 2005).



Figur 1. Modifierad från Reid m.fl. (2005). Beskrivning av dynamiken mellan ekosystemtjänsters inverkan på mänskligt välbefinnande, utifrån hur aktuell situation tillåter socioekonomiska faktorer att avgöra hur väl ekosystemtjänster kommer kunna bidra till välbefinnande. Exempelvis nämner författarna som snabbast ett exempel kring möjligheten att kunna ta hänsyn till alternativkostnader för vad ex. ett köp innebär för utvecklingen av desto friskare respektive sjukare ekosystem. Desto mörkare färg på pilarna indikerar för desto större chans till påverkan genom aktiva val, medan bredden på pilarna indikerar för den magnitud respektive undergrupp av ekosystemtjänster spelar för graden av undergrupper av mänskligt välbefinnande. Figuren är publicerad med tillåtelse av World Resources Institute.

Understödjande tjänster

Denna kategori urskiljs extra tydligt från resterande, utifrån att de understödjande processerna anses utgöra möjligheter för alla andra ekosystemtjänster att fungera. De påverkar dessutom ekosystemet relativt indirekt och det tar längre tid innan förändringar inom processerna uppmärksammas (Reid m.fl., 2005). Till understödjande tjänster räknas bland annat näringsflöden och jordbildande processer (Bommarco m.fl., 2012; Smith m.fl., 2012; Reid m.fl., 2005), fotosyntesen, upptag av energi i organismer och vattenflöden i ekosystemen (Reid m.fl., 2005).

För utförligare information kring de enskilda ekosystemtjänsterna; läs (Reid m.fl., 2005, sida 40).

Agroforestry och erhållande av ekosystemtjänster från lähäckar

Sökandet efter produktiva, hållbara och miljömässigt ansvarsfulla jordbruksmetoder har lett till förnyat intresse för etableringen av träd ihop med grödorna på arealen (Jose m.fl., 2004). Sådana odlingssystem har genom historien utgjort större delen av det kulturella landskapet över Europa, men under senare tid har de av olika anledningar i princip försvunnit (Eichhorn m.fl., 2006). Odlingssystem som kombinerar träd eller andra vedartade växter och jordbruksgrödor finns i flera olika uppsättningar och kompositioner vad gäller förhållandet mellan träden och de andra växterna, som internationellt går under den gemensamma beteckningen Agroforestry (Mosquera-Losada, 2008). Agroforestry-system har ofta höga sociala och ekologiska värden (Eichhorn m.fl., 2006) samt fördelar för bonden (Cerdán m.fl., 2012; Montagnini m.fl., 2013; Cubbage m.fl., 2012). Ekosystemtjänster som agroforestrysystem kan förse omgivningen med inkluderar positiv inverkan på miljön, ökad produktivitet av salugrödorna (Cerdán m.fl., 2012; Jose, 2009; Reisner m.fl., 2007), mindre behov av insatsmedel till odlingssystemet, ökad biodiversitet, ökad motståndskraft mot patogener (Cubbage m.fl., 2012), reducerat näringsläckage (Smith m.fl., 2012) och inbindandet av kol, ihop med ökad luftkvalité (Mosquera-Losada m.fl., 2008).

Dess flerfacetterande förmåga baseras på odlingssystemets komplexa innehåll av variation, och insikterna om de olika agroforestrysystemens förmåga att bidra till omgivningen ökar allt mer (Cerdán m.fl., 2012; Jose, 2009). På senare tid har även bevis blivit erkända i den vetenskapliga litteraturen om produkter och tjänster erhållna genom agroforestry, vilket skett genom en ökad mängd vetenskaplig data under det senaste decenniet (Jose, 2009). Det är de vedartade växternas förmåga att bidra till att efterlikna naturliga ståndorter, som så starkt optimerar upprätthållandet av ekosystemtjänsterna, samtidigt som relativt höga skördar kan uppnås, jämfört med monokultursystem (Smith m.fl., 2012). Interaktionerna mellan de olika komponenterna i systemet pågår både ovan och under jord, och påverkar processer som markbördighet mikroklimat, konkurrens, inverkan av skadedjur, sjukdomar, allelopati liksom bevarande av jorden (Smith m.fl., 2012). Det har även blivit väl erkänt att tjänsterna som erhålls verkar över en rad olika rumsliga och tidsmässiga skalor (Jose, 2009; Cerdán m.fl., 2012). Den starkaste påverkan tros vara precis intill träden, t.ex. vindskyddande egenskaper anses kunna påverka inom avstånd från träden som motsvarar upp till ca 30 gånger deras höjd (Smith m.fl., 2012). På motsvarande sätt kan inverkan på biodiversitet ske lokalt, medan odlingssystemets påverkan av kolfixering omfattar global nivå (Smith m.fl., 2012) och dessa extratjänster som erhålls på gårdens odlingsareal eller i landskapet runtomkring, står samhället till godo över större regionala, liksom globala skalor (Jose, 2009).

International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development (IAASTD) menar att agroforestrysystem på ett effektivt sätt balanserar produktivitet mot begränsande faktorer som miljön IAASTD (2009). Millenium Ecosystem

Assessment (Reid m.fl., 2005) bedömer också agroforestrysystem som synergistarka och betonar förmågan att stödja flera ekosystemtjänster utan att missgynna andra, jämfört med flertalet andra odlingssystem, samtidigt som de kan upprätthålla mänskligt behov av föda. Under 2005 beslutade Europeiska Rådet om stöd för etablerandet av agroforestrysystem i Europa i form av likvida medel från EUs gemensamma jordbruksfond för landskapsutveckling: European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD) (Europeiska rådet, 2005) och Mosquera-Losada m.fl. (2008) skriver att rådet i ett av deras vidare beslut kring fördelningen av dessa pengar menar sig ha övertygats om att ekologiska problem som uppstått på den Atlantiska regionen av Europa kan mildras genom just etableringen av s.k. starkt naturbefrämjande odlingssystem (Europeiska rådet, 2006). Vidare visar redan återskogad jordbruksmark på stäppområden i forna Sovjetunionen det storskaliga potentialen att blanda skogs-, med jordbruk för att bevara ekosystemtjänsterna (Dixon m.fl., 1994).

WWF (2012a) skriver i sin årliga rapport att bonden Margaret Wanjiru Mundia, i Kenya, kände sig tvungen att år 2010 börja stärka ekosystemet på hennes marker och vände därmed det traditionella jordbruket ryggen, då hon började plantera träd utöver hennes andra grödor. Enligt samma källa erhöll hon högre skörd än innan medan hennes läckage från odlingssystemet ut i Turasha-floden minskade. Detta har fått hennes produktivitet att öka som nu tillåter hennes, liksom hennes grannars mark, vilka börjat implementera samma system då Margaret erhöll synligt bättre resultat, att stödja fler människor (WWF, 2012a). I Thailand odlar skogsbebodda bybor bland annat Eucalyptus, Shorea, Casuarina, Acacia Hevea, Tectona, samt Melia, vilka alla är snabbväxande träd med förmåga att generera en mångsidighet av potentiella produkter till gagn för byborna (Dixon m.fl., 1994). Träd har även fördelar på marker som är olämpliga för grödor, till exempel somliga betesmarker i Nya Zeeland där träden kan minska kolerosionen samtidigt som människor börjar erkänna trädens värde på platsen, som ex. produktion av timmer, liksom till föda för djuren (Smith m.fl., 2012). Användningen av agroforestry ökar nu globalt (Cubbage m.fl., 2012) och information och stöd för dessa relativt uthålliga odlingssystem börjar också bli tillgängliga i länder i tempererat klimat (Smith m.fl., 2012; Ellis m.fl., 2000).

En väldigt grov indelning av agroforestrysystem som förekommer i Europa, definierade efter de internationella beteckningarna, är Forest farming (Odling under täckande lövverk), Riparian buffer strips (Strandnära skyddszoner), Silvopasture (bete plus träd) (Mosquera-Losada m.fl., 2008), förkortning SPS (Montagnini m.fl., 2013), Silvoarable (grödor plus träd), förkortning SAF (Reisner m.fl., 2007) samt dylika odlingssystem tillägnade förbättrad träda liksom, multifunktionella uppsättningar av träd, varav de två sistnämnda saknar vidare definition (Mosquera-Losada m.fl., 2008). Systemen anpassas medvetet för att balansera trädens behov mot de andra komponenternas, i fråga om ekologiska liksom ekonomiska parametrar (Smith m.fl., 2012). De två vanligast förekommande typerna i Europa är undergrupper av Silvoarable (häckar, tätare alleér av träd, liksom spridda träd i grupper) (Mosquera-Losada m.fl., 2008), varav agroforestry i form av lähäckar brukar bestå av en eller

flera rader av träd ämnade för timmer) (Montagnini m.fl., 2013) och Silvopasture (Bete i naturliga skogar, samt bete i öppnare precis återskogade landskap) (Mosquera-Losada m.fl., 2008). För mer fakta kring just alléodlingssystem rekommenderas (Visala, 2012).

En lösning för att hantera vinderosionen i Skåne skulle kunna vara att plantera lähäckar tillräckligt nära varandra för att förhindra vindar kraftiga nog att orsaka erosion (Jönsson, 1992). Detta går väl ihop med målbilden om att öka diversiteten av växter på arealen (Smith m.fl., 2012) och har visat sig vara en framgångsrik metod baserat på de satsningar som gjorts i Danmark (Jönsson, 1992; Barring m.fl., 2003). Samtidigt skulle träd i form av häckar (Jose, 2009) på odlingsarealer och grässlätter (Mosquera-Losada m.fl., 2008) kunna bidra med ett antal (Jose, 2009; Mosquera-Losada m.fl., 2008; Smith m.fl., 2012) produktivitets-, liksom miljömässiga (Mosquera-Losada m.fl., 2008) fördelar (Jose, 2009; Mosquera-Losada m.fl., 2008; Smith m.fl., 2012), utöver hanterandet av erosionen (Smith m.fl., 2012; Jönsson, 1992). Det har även förekommit ett relativt stort intresse för ekonomisk stimulans (stödsystem) till markägare och bönder för att främja förekomsten av agroforestrysystem som resulterar i miljömässiga tjänster för samhället i stort (Jose, 2009) såväl som för markägaren (Cerdán m.fl., 2012; Montagnini & Nair, 2004). Riksen m.fl. (2003) menar att Danmarks bönder erhållit stöd för plantering av just lähäckar som sent åttiotal uppgick till en sträcka på 9 mil/år.

Tillgodoseende ekosystemtjänster

Mat

Träden i odlingssystemet har multifunktionella syften, vilka delvis innefattar genererandet av flera olika produkter, exempelvis årlig produktion av mat till människor (frukt) eller djurfoder i form av kvistar och många gånger näringsrika blad (Eichhorn m.fl., 2006; Lundberg & Moberg, 2008; Montagnini & Nair, 2004; Montagnini m.fl., 2013; Whitefield, 2010; Lundberg & Moberg, 2008). Träd har traditionellt odlats för deras produktion av frukter och foder, förutom bidraget av timmer och är erkända för deras förmåga att generera foder i form av löv när det är ont om bete, både historiskt och idag (Eichhorn m.fl., 2006). Hamlade grenar från Ek kan till exempel bidra med både blad och kvistar (Eichhorn m.fl., 2006).

Bränsle

Vidare har de multifunktionella träden i odlingssystemet potential att bidra med bränsle i form av exempelvis blad och kvistar genom genererandet av biomassa (Lundberg & Moberg, 2008; Eichhorn m.fl., 2006). Snabbväxande träd som Salix kan generera stora mängder förnyelsebar energiråvara per ytenhet och genom att kombinera dessa växter ihop med grödor i anpassade odlingssystem behöver de olika växterna inte konkurrera om landskapet (Smith m.fl., 2012).

Timmer

En av huvudfunktionerna från de multifunktionella träden i odlingssystemet har sedan länge varit genererandet av timmer (Montagnini m.fl., 2013; Lundberg & Moberg, 2008; Eichhorn m.fl., 2006; Ellis m.fl., 2000), vilket med fördel kan säljas som högkvalitetsvirke (Mosquera-

Losada m.fl., 2008). Eichhorn m.fl. (2006) skriver att Smith (1990) i sin tur menade att aktuellt virke kunde bidra till att ersätta importerade hårda trädslag från tropikerna med lokalt producerade genom en ökning av dylika odlingssystem i vissa delar av Europa. Genom anpassad skötsel kan till exempel vissa former av lähäckar styras mot att först och främst bidra till skydd för andra grödor eller boskap under ett antal år, innan senare avsättning för produktion av timmer (Ellis m.fl., 2000), jämfört med odlingssystem med fokus på fruktträd som exempelvis Valnöt, päron *Pyrus communis*, eller äpple, *Malus domestica*, vilka initialt styrs för produktion av frukt och slutligen för produktion av timmer (Eichhorn m.fl., 2006).

Odlingssystem tillägnade huvudsakligen timmerproduktion skiljer sig dock starkt från det för produktion av frukt, i fråga om beskärning och optimal stamlängd liksom att träd producerade enbart för timmer är mindre känsliga för konkurrens under känsliga delar av året, som exempelvis fruktsättning, liksom senare fruktutveckling. Skörden anses också lättare när det gäller träd för timmerproduktion, beroende på vilka andra växter som samodlas (Eichhorn m.fl., 2006).

Genetiskt utgångsmaterial

Agroforestrysystemen främjar bevarandet av biologisk mångfald (Smith m.fl., 2012), vilken är viktig för den fortsatta tillgången på genetiskt material som grund för kommande förädlingsarbete baserat på härdiga lokala sorter, inom respektive områdes jordbruk (Lundberg & Moberg, 2008). Ett exempel på vikten av tillgången av genetiskt utgångsmaterial kommer från 1950-talet, då korn från många håll i världen, bl.a. från USA, korsades med korn från Etiopien för att utveckla resistens mot det så kallade rödsotsviruset (Yellow Dwarf Virus) och därmed sparade spannmål värt miljontals dollar i USA och undvek en nästintill total global kollaps av grödan (Lundberg & Moberg, 2008).

Biokemikalier till naturliga liksom syntetiska mediciner

Användningen av växter eller extrakt från dessa för tillredningen av mediciner, exempelvis ämnade motverka inälvsparasiter (i detta fall maskar) finns att läsa om ända tillbaka till åtminstone antiken. I och med rapporter om att felanvändning av syntetiska mediciner bidragit med nackdelar som multireistens hos vissa organismer ökar intresset för användning av naturliga substanser som till exempel växtextrakt bl.a. inom djurhållning för en mer hållbar hantering av smittspridning. Många bönder vilka börjat föda upp boskap ekologiskt, är mycket medvetna om de problem som parasiter utgör för djuren, där betesmarken utgör länken mellan de frilevande och parasitära stadierna av inälvsmaskars livscykel (Waller m.fl., 2001).

Exempel på växter och växtdelar vilka kan utnyttjas som medicin är bark och löv från *Salix* (Smith m.fl., 2012; Waller m.fl., 2001; Lundberg & Moberg, 2008). *Salix*barkens avkok är effektivt mot sugmaskar, liksom mot diarré hos får (Waller m.fl., 2001), medan djur i självmedicinerande syfte traditionellt betat växten mot parasitära maskar (Smith m.fl., 2012). Enligt Smith m.fl. (2012) har nyttjandet av flera sorts vedartade växter, även andra än *Salix*, förmågan att öka boskapens möjlighet till ökad hälsa i och med samma princip. *Salix*släktet

har förövrigt använts för att erhålla ämnen som är febernedsättande och smärtlindrande, exempelvis Salicin (Waller m.fl., 2001). Växter över huvudet taget vilka innehåller eller avger tannin anses kunna ha en multifunktionell påverkan på parasiter, delvis genom att de motverkar parasiter i djurens kropp, de ökar tillgodogörandet av protein i och med djurets metabolism som indirekt stärker det mot infektioner, liksom vid kontakt motverkar parasiter i de frilevande stadierna av deras livscyklar (Waller m.fl., 2001).

Dricksvatten

Lundberg & Moberg (2008) skriver att "Vatten är en grundförutsättning för mänskligt liv och för att kunna bedriva jordbruk". Tyvärr blir det svårare och svårare att generera vatten i takt med befolkningsökningen, medan ohållbart nyttjande av resursen ökar i många delar av världen varit klimatet som är oberäkneligt bidrar med svårigheterna (Lundberg & Moberg, 2008). Träd i odlingsystemet kan dock regenerera upplaget av dricksvatten (Cerdán m.fl., 2012), delvis genom att deras närvaro bidrar med kondenseringen av vatten från luften till vattendroppar (Eichhorn m.fl., 2006).

Reglerande ekosystemtjänster

Reglering av mikroklimat och lokalt klimat

Träd i odlingsystemet har förmågan att reglera klimatet på både lokal och global skala (Jose m.fl., 2004; Smith m.fl., 2012), och kallas därför ofta för ekosystemingenjörer, utifrån deras starka påverkan på den nära omgivningen (Smith m.fl., 2012) genom deras bland annat vindskyddande (Smith m.fl., 2012; Bird, 1998; Jose m.fl., 2004; Lundberg & Moberg, 2008; Ellis m.fl., 2000) och skuggande (Bird, 1998; Eichhorn m.fl., 2006; Smith m.fl., 2012; Jose m.fl., 2004) effekter, som på så vis modifierar ekosystemets mikroklimat (Smith m.fl., 2012; Bird, 1998; Jose m.fl., 2004; Lundberg & Moberg, 2008; Ellis m.fl., 2000). Uppgifter om trädens vindreducerande förmåga redogör för avstånd mellan 10 till 30 gånger häckens höjd på läsidan och mellan 2 till 5 gånger häckens höjd på vindsidan (Jose m.fl., 2004; Smith m.fl., 2012). Bird (1998) påvisar att valet av träd som växer i häcken, liksom deras respektive ålder, påverkar storleken av den yta som erhåller vindskydd. Förmågan hos träden att påverka mikroklimatet är ofta (Smith m.fl., 2012), beroende på situationen (Eichhorn m.fl., 2006), fördelaktigt för de arter som lever nära inpå (Smith m.fl., 2012). Därför används de många gånger av människor som lähäckar för att skydda andra, vindkänsliga växter (Ellis m.fl., 2000; Smith m.fl., 2012), vilka kan generera mer skörd och högre kvalitet när de växer intill vindskyddande träd (Jose m.fl., 2004; Ellis m.fl., 2000; Smith m.fl., 2012).

Genom trädens vindreducerande egenskaper (Bird, 1998; Montagnini m.fl., 2013), kan förlusterna från spridarbevattning minskas för bevattnade betesmarker eller grödor (Jose m.fl., 2004; Bird, 1998), varav också deras skuggande förmåga för minskad evotranspiration är speciellt fördelaktigt under perioder av riklig bevattning (Bird, 1998). När träden dock reducerar upptorkning av marken i och med skydd mot vinden, kan risken för frost vara stor längs marginalen till trädens påverkande område runtomkring sig, speciellt på vissa tider under dygnet på den västra sidan av lähäcken som skuggas från soluppgången (Bird, 1998).

Ett exempel på åtgärd mot detta kommer från intervjuer i Costa Rica med kaffebönder, som sade att träden där klipps två gånger om året för att främja bättre upptorkning av odlingen under vissa delar av året (Cerdán m.fl., 2012).

Då träd bidrar till minskad evaporation ökar tillgängligt vatten i jorden vilket också underlättar att vatten från lätta regn kan infiltrera marken relativt snabbt, då jorden är relativt blöt (Bird, 1998), som i sin tur eventuellt kan öka tillgängligt vatten för andra växter (Bird, 1998; Jose m.fl., 2004). Exempelvis tjänar växter inom hortikulturell produktion mycket på att odlas med vindskydd, inte minst då dessa är väldigt känsliga för vindens påverkan jämfört med jordbruksgrödor, speciellt frukter och grönsaker (Smith m.fl., 2012), genom att vindskyddet ökar tillgängligheten av vatten (Smith m.fl., 2012; Bird, 1998). Trädens förmåga att minska evaporationen är speciellt påtaglig i semiarida områden (Smith m.fl., 2012), där vindskydd ökar möjligheterna till groning, liksom etableringen av groddplantor efter de regnskuror som kommer och kan i somliga fall förlänga växtsäsongen (Bird, 1998).

Lähäckar i Nebraska, USA, har visats kunna minska evaporationen med 12-36 procent över ett område motsvarande 12 gånger häckens höjd (Bird, 1998). Häckar av tall stående i sluttningar i Armenien genererade ökad tillväxt av gräs med mer än det dubbla över ett område upp till 100 meter nedanför häcken, på grund av ökad markfuktighet (Bird, 1998). Denna effekt varar dock bara i några dagar och hur länge exakt beror på omständigheterna och jordens egenskaper i förhållande till vatten, för tillfället i fråga (Bird, 1998). I ett annat experiment utfört i södra USA, påvisades en högre grad av överlevnad liksom tidigare groning hos bomull odlade med pekanträd, på grund av att de senare genom sin skuggande effekt gav marken mer fukt liksom svalare temperatur jämfört med endast bomull på arealen (Jose m.fl., 2004).

Flera författare menar dock att effekten av den minskade evotranspirationen i och med trädens skugga kan i somliga fall motverkas av att träden minskar mängden nederbörd omkring dem, eventuellt motsvarande häckens höjd (Bird, 1998). I situationer med stress orsakad av höga temperaturer kan också frånvaron av luftrörelser i och med häckens närvaro vara negativt för den odlade grödan (Bird, 1998). Å andra sidan bidrar trädens skugga samtidigt till att reducera eventuella varma temperaturer som utvecklas vid stillastående luft (Jose m.fl., 2004).

Högre temperaturer av jord och luft på läsidan kan dock förlänga odlingssäsongen på så sätt att stimulera till tidigare groning och snabbare tillväxt från start (Smith m.fl., 2012), varav vindskydd under dagen kan öka temperaturen med upp till 4 grader °C, över ett område motsvarande upp till tio gånger vindskyddets höjd (Bird, 1998). Den senare refererar även till ett försök på Nya Zeeland utav Radcliffe (1985) under 1981-1984 ämnat studera lähäckars inverkan på intilliggande betesmark, som visade på en högsta ökning av jordtemperaturen med 3-4 °C på 10 cm djup, över ett område motsvarande upp till 3 gånger lähäckens höjd, jämfört med oskyddat avstånd bortanför trädets inverkan zon, som i detta fall definieras som området bortanför 12 gånger häckens höjd. Samtidigt kan träden skydda växterna intill

vid bittrare klimat, jämfört med de utanför trädens påverkade zon som lättare kan drabbas av frostsador (Bird, 1998). Odling av hortikulturella växter i närvaro av vindskydd tjänar även på detta genom undvikandet av kraftiga temperaturskillnader från plus till minus, liksom genereringen av varmare luft- och jordtemperaturer (Smith m.fl., 2012). Exempelvis refererar Jose m.fl. (2004) till ett försök från Nebraska, USA, utfört av Bagley (1964) vari det konstaterades att tomater (*Lycopersicon esculentum*) och bönor (*P. vulgaris*) hade snabbare tillväxt tidigare groning och ökad skörd, vid tätare närvaro av simulerade lähäcker, jämfört med glesare lähäcker. I Spanien har även närvaro av korkek (*Q. ilex* L.) under ett försök 2002-2004 i de Spanska s.k. Dehesas, visats stabilisera den annars pendlande temperaturen under sina kronor, både i luften och jorden, vilket sannolikt är till fördel för fodergrödor som ex. havre (*Avena sativa* L.) (Marcos m.fl., 2007).

Temperaturen i jorden är relativt högre under träden, på grund av minskad utgående värmestrålning, vilket i sin tur minskar jordens nedkylning under natten. Detta har dokumenterats i tropiska betesmarker tillsammans med trädet *Eucalyptus grandis*, liksom i tempererade klimat såsom sydöstra Australien (Bird, 1998). Även det motsatta förekommer då trädens kronor i varma områden som exempelvis på den sydamerikanska kontinenten kan generera svalare temperaturer under lövverket jämfört med mätbara värden bortanför, beroende på trädens egenskaper (Montagnini m.fl. (2013).

Vid jämförelse mellan spannmåls-, och fodergrödor under ett försök utav Kort (1988) svarade korn, vete, alfalfa, hö (blandade gräs med baljväxter), råg, liksom hirs, relativt starkt positivt på skydd av lähäcker, medan havre, majs och vårvete svarade mindre starkt. Perenna växter såsom vitklöver och lucern verkar kunna hantera en ståndort intill träd, med dess negativa egenskaper som exempelvis skugga, till skillnad från somliga annueller vilka inte etableras lika bra i en dylik ståndort varje år (Bird, 1998). Den samme skriver att utifrån den skuggande effekten från ev. intilliggande häck konkluderade Bates (1911) att växter som inte är beroende av produktion av frö såsom ängsgröe (blue grass), timotej, klöver, alfalfa, liksom fodermajs, skulle planteras i eventuell skugga intill lähäcken jämfört med potentiellt andra känsligare växter. Enligt Bird (1998) var alfalfa och majs i nämnt försök bland de mest toleranta av de ovannämnda växterna på aktuell parameter.

Bird (1998) skriver på att Stepanov & Malanina (1991) tillskriver skördeökningar på mellan med 29-41 procent för fodergrödor i Ryssland 1955-1980 pga. närvaron av vindskydd, varav spannmål ökade med 18-23 procent. Bird (1998) nämner även ett försök utfört utav Shamsutdinov (1976) i en av Uzbekistans (SSR) ökenzoner varvid lähäcker av *Haloxylon aphyllum* genererade en ökad torrs substans av betesväxter, från 0,36 till 1,04-1,89 t/ha. Russell & Grace (1979) genomförde ett försök i sydöstra Skottland under 1975-1977, ämnat att studera effekterna från vindskydd på *Lolium perenne* och *Festuca arundinaceae* Schreb., varvid vindhastigheten reducerades med 37 procent i medelvärde inom de skyddade försöksytorna. Dock erhöles ingen signifikant skillnad i produktion av torrs substans för någon av växterna, förrän under andra försöksåret varav nytillväxten av *L. perenne* uppgick till 28

procent, medan den av *F. arundinacea* ökade med 14 procent under samma period, liksom ökade med 21 procent under tredje året (Russel & Grace, 1979). Bird (1998) refererar också till Tang m.fl. (1990) vilka enligt den förre påvisade att 30-100 meter breda lähäckar i semiarida grässlätter i Kina, bestående av en blandning av buskar och träd, ökade färskvikten av baljväxter liksom av gräs från 0,83 till 3,13 t/ha. Bird (1998) refererar även till försök från Jylland, Danmark, utav Nageli (1941; 1942) vilken ska ha påvisat att närvaron av lähäckar ökade skörden av gräs med 34 procent, lucern med 27 procent och av gräs med klöver med 24 procent.

Träd kan även användas till att skydda och minska dödligheten hos djur (Ellis m.fl., 2000; Eichhorn m.fl., 2006), till exempel genom att för djuren farliga temperaturer (såväl kyla och vind vintertid som extrem värme sommartid) kan undvikas (Bird, 1998; Jose, 2009; Jose m.fl., 2004; Smith m.fl., 2012).

Att noga välja djur ihop med respektive träd (Whitefield, 2010), tillsammans med aktuell plats (Jose m.fl., 2004), ger bonden chans att erhålla maximalt utbyte från kombinationen (Whitefield, 2010). Det är viktigt att tänka på exempelvis vid uppskattning av djurens inverkan på träden (Jose m.fl., 2004) för att undvika skador på träd som minskar systemets långsiktiga lönsamhet och miljömässiga fördelar (Mosquera-Losada m.fl., 2008). Vissa djurarter som getter orsakar mer skador på träd än får, men dessa skador beror även på antalet djur, tillgängligheten av gräs, samt vilken ras det är som betar (Mosquera-Losada m.fl., 2008). Beroende på var exempelvis skugga i landskapet går att finna för boskap kan negativa konsekvenser uppkomma när djuren samlas vid träd som står exempelvis i strandnära zoner, vilket kan vara skadligt för strandkanten liksom även för vattendraget (Jose m.fl., 2004).

Reglering av luftkvalité

Växter kan filtrera luftflöden och på så vis reducera partiklar som mikroorganismer, gas liksom damm (Jose, 2009) och träd används ofta med framgång i stadsmiljö för att motverka negativa effekter av utsläpp från fordon, industri-, liksom andra byggnader (Smith m.fl., 2012). Träd i form av häckar rekommenderas också i (Ellis m.fl., 2000; Smith m.fl., 2012; Jose, 2009) intensiv och storskalig (Smith m.fl., 2012; Jose, 2009) djurhållning (Ellis m.fl., 2000; Smith m.fl., 2012; Jose, 2009), som en effektiv lösning både ur socialt och ekonomiskt perspektiv (Jose, 2009) genom att de fångar upp partiklar och minskar den negativt upplevda odören som djuren ger upphov till (Smith m.fl., 2012). Jose (2009) trycker också på trädens potential även i och med samodling för motverkandet av ljud. Vidare menar Tyndall & Colletti (2007) vilka tolkade de ekonomiska möjligheterna för etablering av vindskydd mot lukten från svinproduktion på gårdsnivå, att de totala kostnaderna för denna sorts lösning var lägre än andra redan kända strategier för att hantera lukten från produktionen.

Reglering av Erosion

Dixon m.fl. (1994) skrev redan för ca tjugo år sedan att överutnyttjande och utarmning av mark resulterat i 1,5 miljarder hektar obrukbara arealer, varav människans aktiviteter gett

upphov till en tredjedel av jordens ökenareal samtidigt som 35 procent av de globala arealerna är i riskzonen för att bli utarmade eller komma att lida av ökenbildning. Bedrivandet av agroforestry system minskar dock dylik utarmning av marken (Dixon m.fl., 1994). I nya Zeeland har plantering av träd bedömts som ett sätt att arbeta mot ett uthålligt bete och produktion av grödor (Smith m.fl., 2012), då nyttjandet av träd på arealen skyddar grödor (Jose, 2009) och mark (Smith m.fl., 2012), mot både vind- (Ellis m.fl., 2000; Montagnini m.fl., 2013) liksom vattenerosion (Montagnini m.fl., 2013; Eichhorn m.fl., 2006). Träden reducerar vindhastigheter som vållar erosion (Eichhorn m.fl., 2006; Jose, 2009; Ellis m.fl., 2000), reducerar flygande partiklar i luften (Jose, 2009; Smith m.fl., 2012) vilka kan skada växter mekaniskt (Bird, 1998) och minskar erosion fysiskt (Cannell m.fl., 1996) genom att nedfallna växtdelar täcker marken (Cerdán m.fl., 2012; Eichhorn m.fl., 2006), samtidigt som de har förmågan att göra om flöden av vatten till regn (Whitefield, 2010). Träd intill vattendrag skyddar också ekosystemen mellan land och vatten som exempelvis flodbäddar (Ellis m.fl., 2000), genom att reducera flodbankserosion och filtrera vatten med erosiva egenskaper (Smith m.fl., 2012).

I Frankrike har träd testats för deras förmåga att motverka den erosion som uppkommit över de stora jordbrukslätterna, då endast spannmål i monokulturer odlats och i Tyskland har ett slags agroforestrysystem med benämningen Hauberg brukats under drygt drygt 2000 år, liksom till viss del även idag, delvis på grund av trädens effektivitet i att motverka erosion över de tusentals hektar som det aktuella odlingssystemet upptar (Eichhorn m.fl., 2006). Odlare som intervjuats på Costa Rica menar dock att vissa träd kan i exempelvis slänter öka aktuell jorderosion, medan andra träd med större rotsystem istället minskar densamma (Cerdán m.fl., 2012). Några av de intervjuade odlarna sade också att vattendroppar från trädens blad bidrar till jorderosion, liksom förlust av blad och blommor från eventuella kaffebuskar under träden (Cerdán m.fl., 2012). Bladstorlek ihop med dess textur samt trädens höjd och kronotyp är de parametrar som anses påverka storleken av regndropparna och deras skadliga effekter (Cerdán m.fl., 2012).

Reglering av globalt klimat

Enligt FN:s klimatpanel riskerar tjugo till trettio procent av jordens alla djur- och växtarter att dö ut om den globala uppvärmningen genererar en temperaturökning med mellan 1,5-2,5 grader (Lundberg & Moberg, 2008) och nittiotre procent av intervjuade kaffebönder i en rapport på Costa Rica upplever att klimatet förändrats under de senaste tio åren, varav somliga av de intervjuade bönderna (ca 30 %) anser att klimatet specifikt blivit varmare (Cerdán m.fl., 2012), samtidigt som SMHI (2014a) tagit fram en klimatanalys fram till 2100 på uppdrag av Västra Götalands Länsstyrelse, som pekar på en temperaturökning med 4-6 °C i slutet av seklet (Fredriksson, 2012). Bevisen för att en klimatförändring sker konstaterades vara obestridliga redan 2007 enligt IPCC:s rapport, som till största sannolikhet orsakats av människans utarmning av marker, avverkning av naturliga skogar, ihop med utsläpp av växthusgaser (Rockström & Klum, 2012). Whitefield (2010) menar att det är viktigt att arbeta emot en värld med mindre utsläpp av koldioxid och Rockström & Klum (2012) menar att

människan redan nu troligtvis befinner sig i en farlig situation, för henne själv. 1992 gick flera länder med på FN:s ramverk för klimatförändringen (UNFCCC), med det huvudsakliga målet att redogöra för internationella koldioxidutsläppskällor liksom källor av koldioxidupptag, för att minska utsläppen av växthusgasen (Montagnini & Nair, 2004). Detta avtal mellan länderna inblandande kom senare (Montagnini & Nair, 2004), år 1997 (Smith m.fl., 2012) att kallas Kyotoprotokollet, vilket representerar en internationell kraftsamling för att hantera utsläppen av koldioxid, som tyvärr tappade en stor del av dess tillämpning då USA drog sig ur 2001 (Montagnini & Nair, 2004). Det så kallade protokollet för i grunden med sig verktyg som länder vilka släpper ut mer koldioxid än de överenskomna gränsvärdena, kan utnyttja för att investera i regioner eller länder som arbetar med inbindning av den globala koldioxiden (Smith m.fl., 2012; Montagnini & Nair, 2004), i och med köpet av så kallade kolkrediter av dessa, för att få tillbaka ett slags kvitto på rätten att släppa ut extra koldioxid (Smith m.fl., 2012).

Inbindning av kol innefattar förflyttningen av koldioxid in i olika former av mottagare av kol såsom vegetation, haven, eller i jorden genom biologiska eller fysiska processer (Jose, 2009) och för hantering av vegetativ assimilering finns det i grunden tre olika sätt att arbeta på; delvis genom inbindning av koldioxid (Carbon sequestration) i form av beskogning, återskogning, restaurering av förstörda landskap, odlingsåtgärder för bättre tillväxt, liksom genom tillämpningen av agroforestry på jordbruksmark; bevarande av kol (Carbon conservation), då förbättrade odlingsåtgärder såsom reducerad påverkan från avverkning, m.m. ökar bevarandet av kol i biomassa och i jorden inom redan existerande skogar; samt, ersättande av kol (Carbon substitution), genom förbättrade metoder att erhålla mer långvariga produkter från råmaterialet, ökad användning av biobränslen såsom etablering av energigrödor, bättre nyttjande av skörderester såsom att ta tillvara på eventuellt sågspån m.m. (Montagnini & Nair, 2004). Av dessa nämnda metoder anses bevarande av kol (Carbon conservation) ha det största potentialen att snabbt minska klimatförändringen, medan inbindning av kol (Carbon sequestration) äger rum under mycket längre tidsperspektiv (Montagnini & Nair, 2004).

Inbindning av koldioxid

Skogar och agroforestrysystem (Dixon m.fl., 1994), som en del av jordens markbundna vegetation (Schroeder, 1994) spelar en central roll för den globala kolcykeln (Dixon m.fl., 1994; Schroeder, 1994) genom att vegetationen utbyter stora mängder koldioxid med atmosfären (Schroeder, 1994) och globalt sett står skogarna för omkring åttio procent av utbytet av koldioxid som sker mellan terrestriala ekosystem med atmosfären (Montagnini & Nair, 2004). Träd kan genom sin funktion i kolcykeln beskrivas som landlevande assimilatorer av koldioxid (Montagnini & Nair, 2004) vilka i del av ett ekosystem vidare kan (Dixon m.fl., 1994; Whitefield, 2010) med tillräckligt effektiv och långsiktigt hållbar styrning (Cerdán, 2012) användas för att minska mängden av den aktuella växthusgasen i atmosfären (Dixon m.fl., 1994; Whitefield, 2010; Cerdán m.fl., 2012). Tillämpandet av agroforestry har erkänts vara av speciell vikt som verktyg mot klimatförändringen på grund av systemets tillämpning

på åkermark, liksom i återskogningsprogram (Montagnini & Nair, 2004). Etableringen av träd på åkermark kan bidra till att öka mängden kol som finns i det redan existerande odlingssystemet (Montagnini m.fl., 2013; Dixon m.fl., 1994) genom att öka den faktiska fixeringen av koldioxid i biomassa (Eichhorn m.fl., 2006; Jose, 2009; Smith m.fl., 2012), både ovan och under jord (Montagnini m.fl., 2013).

Förutom i biomassan ökar också markens kolinnehåll vid etableringen av agroforestrysystem (Dixon m.fl., 1994) genom att mer än hälften av det assimilerade kolet slutligen transporteras ned i jorden genom nedbrytning av rötter, rottillväxt, liksom rotexudat och avlövning, som också är anledningen till att jorden innehåller den huvudsakliga mängden kol i detta ekosystem (Montagnini & Nair, 2004).

Agroforestrysystemets förmåga att lagra kol beror på en rad faktorer (Smith m.fl., 2012; Montagnini & Nair, 2004), som typen av odlingssystem som används (Jose, 2009), odlingssystemets utformning (Smith m.fl., 2012), ålder av de växter som ingår, miljömässiga omständigheter, kombinationen av växter som utnyttjas (Jose, 2009), det geografiska läget (Jose, 2009; Montagnini m.fl., 2013), klimatet (Smith m.fl., 2012; Montagnini & Nair, 2004), odlingsåtgärder, jordart, mängden träd per yta (Montagnini & Nair, 2004) och väldigt starkt av vilka arter som används (Montagnini m.fl., 2013). Angående val av arter är användandet av inhemska växter till återskogning ytterst liten – istället dominerar användningen av exotiska träd i städer liksom på landsbygden, jorden runt (Montagnini & Nair, 2004). Detta är enligt Whitefield (2010) en nackdel då inhemska växter får mycket mer stöd från omgivningen, jämfört med främmande växter och brukar beskrivas kunna växa som ogräs i sin rätta miljö. Tallar liksom andra barrträd är arter som huvudsakligen används mest till medellånga slutavverkningscykler i tempererade och i boreala zoner (Montagnini & Nair, 2004), men samtidigt menar Karl-Ivar Kumm, forskningsledare på SLU, Skara att lövträd är otroligt effektiva på att assimilera koldioxid och deras närvaro ska av den anledningen stödjas (Mogol, 2012).

Agroforestrysystem har relativt svag potential att lagra in kol i arida, semiarida och utarmade jordar, jämfört med bördiga jordar i fuktigare klimat, varav odlingssystem i tempererade klimat hade lägre inbindningshastigheter än de i tropiska områden (Jose, 2009), men samtidigt som inte så mycket forskning tillägnats agroforestry i tempererade klimat ännu, talar en granskning av motsvarande tropiska odlingssystem (Smith m.fl., 2012), varifrån de flesta tillgängliga siffror kommer (Montagnini & Nair, 2004), för att dessa odlingssystem i vilket fall, är bättre än monokultursystem på att assimilera koldioxid, dikväveoxid, liksom metan (Smith m.fl., 2012). På grund av de längre rotationerna av träden, kan den mer långvariga inbindningen av kol i agroforestrysystem i tempererade (Schroeder, 1994; Smith m.fl., 2012), inklusive i boreala ekosystem (Dixon m.fl., 1994), komma att vara störst ändå (Dixon m.fl., 1994; Schroeder, 1994; Smith m.fl., 2012).

Montagnini & Nair (2004) skriver att en blandning av växter kan vara bättre på att assimilera koldioxid jämfört med skogsplanteringar av monokultur, men Schroeder (1994) menar att så

är inte fallet, åtminstone med agroforestry, på grund av att träden i dessa odlingssystem glesas ut bland grödorna och assimilerar då generellt mindre mängd kol jämfört med tätare planteringar av träd. Dock konkluderar Sharrow & Ismail (2004) från sin studie under 2000 i västra Oregon, USA, ämnad kartlägga mängden assimilerat kol och kväve inom studerade beten, silvopasturalsystem liksom skogsplanteringar, att silvopasturalsystemen var effektivast på att binda in kol. Detta på grund av att agroforestrysystemet jämfört med studerade betesmarker och trädplanteringar hade högre total tillväxt genom att trädens och markskittets biomassatillväxt kompletterade varandra (Sharrow & Ismail, 2004). Vidare skriver Schroeder (1994) att Attah-Krah (1990) i sin tur menade att alléodlingssystem med trädet *Leucaena leucocephala*, som varvades med träd bevarade jordbundet kol i systemet under fyra års tid, medan kontrollen som bestod av monokultur istället tappade kol ur systemet. Då aktuella odlingssystem innehar flera fördelar finns det vidare argument att använda dem till assimilering av koldioxid, hellre än trädplanteringar av monokultur (Montagnini & Nair, 2004).

Produktion av vedartade växter för biobränsle och kombinerade odlingssystem har implementerats i flera delar av världen för att temporärt assimilera koldioxid liksom för att minska beroendet av fossilt bränsle (Dixon m.fl., 1994). Nyligen har ekosystemtjänsten i form av inbindning av kol (Smith m.fl., 2012; Reid m.fl., 2005), liksom för skydd av marken (Smith m.fl., 2012) ökat i omfattning på global skala (Reid m.fl., 2005), varav somliga tropiska länder redan har börjat erbjuda incitament för främjandet av trädplanteringar, speciellt på förstörda områden (Montagnini & Nair, 2004). I Costa Rica genererar exempelvis bidrag för investeringar i miljön - PES (Payment for Environmental Services) sedan 1996, till planteringar av träd genom efterlevandet av incitament för återskogning, liksom för redan etablerade träd, vari biodiversitet, kol och vatten är de huvudsakliga komponenterna (Montagnini & Nair, 2004). Dessutom har Kyotoprotokollet framkallat starkt ökade investeringar för etablerandet av planteringar för assimileringen av koldioxid (Montagnini & Nair, 2004). I Costa Rica har man satt upp som mål att genom storskalig implementering av återbeskogning och agroforestry bli det första koldioxidneutrala landet i världen till 2021 (Montagnini m.fl., 2013).

Det finns fler exempel från liknande satsningar av stöd i andra länder som Guatemala, Paraguay, Kenya (Montagnini & Nair, 2004), liksom Thailand och sedan organisationen FIO – Thai Forest Industries Organisation, främjade alternativa bruksmetoder såsom agroforestry har systemet där visat sig binda in signifikanta mängder kol i jorden liksom vegetationen (Dixon m.fl., 1994). Som en konsekvens av agroforestrysystemets bidragande fördelar till miljön som inkluderar inbindandet av kol och den ökande långvariga hållbarheten för landskapet, börjar metoder för värdering liksom motiverandet av allmän betalning för dem, att implementeras i industrialiserade tempererade länder likaså (Montagnini & Nair, 2004). Till exempel har det nationella agroforestrycentret i USA antagit att skyddande av 85 miljoner hektar utsatt odlingsmark i nordmellersta USA genom planterandet av lähäckor på fem procent av ytan kan binda in 215 Tg CO₂ under 20 års tid

(Montagnini & Nair, 2004). Inom de aktuella pågående ekonomiska värderingarna av ekosystemtjänster från skogar liksom träd har trenden gått mot att sätta just pengavärde på dessa ekosystemtjänster, liksom att utveckla egna kapitalmarknader, vilket pekar mot spännande möjligheter att arbeta med (Montagnini & Nair, 2004).

Förmågan hos agroforestry att bidra som nettoassimilator av koldioxid beror även på vilka odlingssystem eller typer av habitat som ersätts av odlingssystemet. Etableringen av träd på förstörda marker (Montagnini & Nair, 2004; Smith m.fl., 2012), eller i befintliga odlingssystem bestående av grödor i monokultur, liksom på rena betesmarker (Jose, 2009), varierar på alla nämnda platser i regel råder stor frånvaro av träd (Montagnini & Nair, 2004), kan öka mängden kol som kan bindas in på platsen (Jose, 2009; Montagnini & Nair, 2004; Smith m.fl., 2012). I jämförelse med en naturlig skog, skulle dock ersättandet av agroforestry resultera i ett nettoutsläpp av koldioxid på samma plats (Smith m.fl., 2012; Montagnini & Nair, 2004). Men samtidigt är en av de största anledningarna till intresset av agroforestry (Schroeder, 1994), inklusive lähäckar (Dixon m.fl., 1994), förutom förmågan att lagra in kol i det aktuella odlingssystemet (Montagnini & Nair, 2004; Cerdán m.fl., 2012), dess potential att producera vedartade produkter (Schroeder, 1994), som kan användas istället för avverkning av naturliga skogar (Schroeder, 1994; Montagnini m.fl., 2013; Montagnini & Nair, 2004), vilka på land utgör de största assimilatorerna av kol (Montagnini & Nair, 2004). Reducerad avverkning av naturliga skogar leder till signifikanta (Dixon m.fl., 1994) reduceringar av koldioxid i atmosfären (Whitefield, 2010; Montagnini & Nair, 2004; Montagnini m.fl., 2013; Dixon m.fl., 1994).

För att förstå det fulla potentialen, liksom begränsningen av nyetablerade träds förmåga att reducera mängden koldioxid i atmosfären jämfört med äldre träd, är det av yttersta vikt att komma ihåg att ersättandet av gamla skogar med yngre resulterat i nettoutsläpp av koldioxid (Montagnini & Nair, 2004). Detta skapar påtaglig förvirring, när endast parametern för unga starka träds förmåga att binda in koldioxid utefter deras tillväxt bedöms, som bottnar i oförståelsen av att förutom den mängd koldioxid som kan absorberas är det också viktigt att ta ställning till parametern angående den mängd som redan finns i inbundet i aktuellt ekosystem. De äldre skogarna har redan bundit in väsentliga mängder i delar som är döda liksom är under nedbrytning, förutom i den levande massan, som gör dessa ekosystem rikare på inbundet kol än yngre. Detta innebär behov av tre faktorer för att avgöra mängden koldioxid som kan kompenseras av nyetableringar av träd, exempelvis i form av agroforestry, för fällningen av naturliga skogar; mellanskillnaden i mängden kol assimilerat i levande biomassa mellan de två ekosystemen i och med landskapsförändringar liksom förändrade produktionsmetoder; mängden kol som finns kvar i jorden efter slutavverkningen; liksom mängden kol i biomassan som fraktats bort (Montagnini & Nair, 2004).

Etableringen av bruksmetoder som agroforestry, planteringar av bioenergiväxter, liksom skogsområden är alternativa bruksmetoder av marken vilka kan användas för att komplettera de naturliga skogarna när faktorer som demografiska, klimatiska, eller

jordbetingelser, liksom den omgivande miljön hindrar naturliga skogar (Dixon m.fl., 1994). Detta innebär att den kanske viktigaste rollen som trädplanteringar eller agroforestry har är att kompensera för den destruktiva avverkningen av dessa genom att förse människan med nödvändiga skogsprodukter, från områden vilka redan blivit avverkade (Montagnini & Nair, 2004). Montagnini m.fl. (2013) menar dessutom att planteringar och agroforestry som strandnära skyddszoner har hög potential att binda in kol.

Bevarande av koldioxid

Enligt Dixon m.fl. (1994) finns det globalt sett 1,5-3 gånger så mycket kol lagrat i jorden som i vegetationen, som innebär att det finns stora potentialer att på global nivå bevara stora mängder kol i marken. Odlingssystemets potential att binda in kol beror starkt (Montagnini m.fl., 2013) på aktuella odlingsåtgärder (Smith m.fl., 2012; Jose, 2009; Dixon m.fl., 1994; Montagnini m.fl., 2013), varav långvarigt intensivt jordbruk, speciellt dessa som bygger på införsel av resurser utifrån ofta leder till en degradering av organsikt kol i jorden (SOM – Soil Organic Matter) (Bommarco m.fl., 2012; Montagnini m.fl., 2013), på grund av att det organiska materialet i jorden gradvis försvinner (Bommarco m.fl., 2012). Bedrivandet av alternativa metoder för att bevara kol på utsatta områden påverkas av ekonomiska, politiska, liksom av sociala faktorer, vilket har gjort det svårt att bedriva önskade jordbruksmetoder till fördel för markens hållbara funktion, på global skala (Dixon m.fl., 1994).

Det finns dock en rad åtgärder som kan göras för att öka liksom behålla kol i marken, varav markberedningsmetoder kan bidra genom att minimera störning, genomluftning, uppvärmning, samt uttorkning av marken. Reducering av markförstöringen i ömtåliga savanner, grässlätter, liksom minskad utarmning av marken som leder till exempelvis ökenspridning, kan på global skala bevara upp till 0,5-1,5 Pg C årligen. Minskad markbearbetning leder till mer mängd inlagrat kol, jämfört med konventionella industriella markberedningsmetoder, varav somliga metoder kan astådkomma förändrad kolhalt snabbt (Dixon m.fl., 1994).

Kolhalten i jorden kan också stärkas genom ökad mängd organiskt material (Dixon m.fl., 1994), vilket kan åstadkommas genom att föra tillbaka högre mängd växtmaterial till odlingsarealen (Montagnini & Nair, 2004). Exempel på genomförd forskning är ett försök från Ibadan, Nigeria, utfört 1981-1983, vari kolhalten i jorden inom alléer utav majssorten 'TZBP', respektive kobönasorten 'VITA-6', kantade med häckar utav *Leucaena leucocephala* konstaterades höjas från 0,65 procent till 1,07 procent i.o.m. applicering utav beskärningsrester från häckarna (Kang m.fl., 1985). Enligt samma princip kan kolhalten i jorden även ökas genom högre primär nettoproduktivitet (NPP) utifrån införd biomassa (Montagnini & Nair, 2004). Samtidigt dock under ett försök i Xianning, Kina, 2006, utav Guo m.fl. (2009) som delvis undersökte effekten av kvarlämnade rester från tidigare grödor på efterkommande grödor i monokultursystem gentemot agroforestrysystem, konkluderades att rester ökade produktiviteten hos grödorna och gav bättre jordkvalitet, men resulterade samtidigt i ökat utsläpp av N₂O (lustgas/dikvävemonoxid) och CO₂ ur odlingssystemen.

Kolhalten i jorden står i relation till dess bördighet (Bommarco m.fl., 2012) och odlingsmetoder som grüngödsling, marktäckning eller annan skugga, användande av kvävefixerande växter, liksom tillförd näring kan öka både markens bördighet och kolhalt (Dixon m.fl., 1994). Samtidigt är det bra att ha neutralt pH i marken (Dixon m.fl., 1994). Bland odlingsystem som påvisats öka fertiliteten av jorden finns exempel på flera former av agroforestry (Montagnini m.fl., 2013).

Andra sätt att öka, samt bevara mängden kol i jorden så länge som möjligt, är att förlänga tiden fram till skörd liksom slutavverkning av träd och buskar (Jose, 2009).

Ersättande av kol

Att skapa den största möjliga mängd inbundet kol, liksom att hålla det inbundet så länge som möjligt kan göras genom att i största möjliga mån tillverka hållbara produkter av råvarorna i och med skörd (Jose, 2009), varav agroforestry har potentialen att producera energirika vedartade produkter (Smith m.fl., 2012).

Reglering av vattenflöde

Närvaron av träd (Whitefield, 2010) i agroforestrysystem (Smith m.fl., 2012) hjälper till att utjämna flödet av vatten i det aktuella ekosystemet genom att suga upp desto mer under våta perioder (Whitefield, 2010) och hålla desto mer, i jorden, under torka (Whitefield, 2010; Smith m.fl., 2012). Mängden vatten som träden enligt Smith m.fl. (2012) och Whitefield (2010), för bort i och med nyttjandet av resursen, genom att just avge delar av det via lövverket, beror enligt Taiz & Zeiger (2010) dock på en rad aspekter för trädens situation, som exempelvis bladtemperatur, varav träd med tillgång på vatten har råd att spendera stora mängder genom att öppna klyvöppningarna helt, med vatten som huvudsakligt värmeavledande element under höga temperaturer. De stående stammarna tillsammans med nedfallna grenar, klipp och löv på backen, reducerar också flödet över jordytan vilket ökar infiltrationen (Smith m.fl., 2012; Bharati m.fl., 2002; Dixon m.fl., 1994).

Agroforestrysystem har överlevt till idag i somliga områden i Tyskland, delvis på grund av dess förmåga att hantera eventuellt överflöd av vatten (Eichhorn m.fl., 2006), varav träd som kan nyttjas för ovanstående ändamål är enligt Smith m.fl. (2012) åtminstone Salix.

Bedrivandet av agroforestry (Jose, 2009) bl.a. i form av lähäckar, kan därutöver minska vindspridningen av snö, vilket i sin tur ökar mängden tillgängligt vatten på åkern och grödornas avkastning (Bird 1998; Ellis m.fl., 2000) då snön genom häckarnas regelbundna placeringar sprids ut jämnare över odlingsarealen (Ellis m.fl., 2000). Häckarna skyddar dessutom infrastrukturen mot den drivande snön (Jose, 2009).

Reglering av föroreningar i mark och vatten

Det konventionella (Jose, 2009) intensiva jordbruket innebär ett oeffektivt nyttjande av tillförd näring (Jose m.fl., 2004), då mindre än hälften av den applicerade mängden, exempelvis i form av kväve och fosfor, tas upp av grödor med relativt grunda rotsystem (Jose, 2009; Reisner m.fl., 2007). Detta innebär att resterande näring från givan riskerar att lakas ur systemet via ytavrinning eller perkolation (Jose, 2009), vilket förorenar grund- och

ytvatten (Jose m.fl., 2004; Jose, 2009). Samtidigt spelar ekosystem som helhet en viktig roll som nedbrytare av de föroreningar vilka förs in i respektive miljö (Reid m.fl., 2005). Återförseln av träd på arealer där de annars saknas skulle som en del av ekosystemet också kunna reducera överblivna mängder näring i och med gödsling, då trädens djupa rotsystem kan ta tillvara på den gödsel som inte hinner tas upp av resterande växter i odlingssystemet, vilka har sina rötter i grundare horisonter (Smith m.fl., 2012; Eichhorn m.fl., 2006; Reisner m.fl., 2007; Mosquera-Losada m.fl., 2008).

Detta innebär att agroforestrysystem också har potentialen att spela en stor roll i arbetet att minska föroreningar av vatten som det intensiva jordbruket fört med sig genom att odlingssystemen i fråga leder till mindre risk för näringsläckage, av ex. kväve (Montagnini & Nair, 2004; Jose, 2009; Cerdán m.fl., 2012; Ryschawy m.fl., 2012). Perenna växter bidrar också med fördelen att de är aktiva under delar på året som ettåriga grödor är inaktiva, ex. tidigt på våren, liksom under andra delar av året då marken ex. ligger bar utan närvaro av några grödor och således är som känsligast, varav träden då skulle kunna minska urlakning när riskerna är som störst (Smith m.fl., 2012). Vidare kan odlingssystem med träd även reducera mängden skadliga bakterier t.ex. *Escherichia coli*, liksom mängden av antibiotika från behandlade djur, som båda följer med vatten och kan då hindra viss spridning från produktionsarealen, till exempelvis vattenkällor (Smith m.fl., 2012).

Flera studier har redogjort för trädens roll i agroforestrysystem att fånga tillbaka näring till odlingssystemet, både i tropiska och tempererade områden. En av dessa undersökte denna dynamik i ett alléodlingssystem innehållande pekanträd (*Carya illinoensis* K. Koch) och bomull (*Gossypium hirsutum* L.), i Florida, USA, 2001-2002, delvis med rotsystemen ihop, vilken visade på en ca 48 % reduktion av fritt nitratkväve på 0,3 m avläsningsdjup i jorden liksom ca 71 % vid 0,9 m avläsningsdjup, jämfört med rotsystemen separerade (Allen m.fl., 2004).

Strandnära skyddszoner kan beskrivas fungera på liknande sätt i dess förmåga att hindra läckage av näringsämnen och eroderade sediment från jordbruksmark intill (Jose m.fl., 2004; Smith m.fl., 2012). Träd i dessa skyddszoner kan reducera lösta ämnen som passerar med rinnande vätska till en nivå av 70-97 procent, liksom kan reducera just fosforhaltiga vätskor till 60-98 procent och kan reducera kväve med mellan 70-95 procent (Smith m.fl., 2012). Detta åstadkoms genom att träden reducerar ytavrinning (Smith m.fl., 2012; Ellis m.fl., 2000; Jose, 2009), de filtrerar näringsämnen (Ellis m.fl., 2000; Smith m.fl., 2012) i vattnet som gränsar till odlingsarealen, liksom perkolerande vatten (Smith m.fl., 2012) och minskar frisläppandet av ämnen genom att reducera eventuell flodbankserosion (Jose, 2009; Smith m.fl., 2012).

I ett försök som gjordes 1997-1998 i Iowa, USA, påvisades att strandzoner bestående av Präriehirs/Rödhiris (*Panicum virgatum*) tillsammans med ett antal olika buskar och träd minskade 97 procent av det eroderade sedimentet, 85 procent av nitratkvävet, 80 procent av fosfatet, 91 procent av den totala fosfor och 94 procent av det totala kväveinnehållet,

från de eroderade ämnena. Hirsen var effektiv på att ta upp det eroderade sedimentet med dess näringsämnen, samtidigt som vedartade träd ökade upptaget av lösligt näringsläckage med över 20 procent, som också utgör ovanstående siffror (Lee m.fl., 2003).

Hushållningssällskapet i Halland har tagit fram ett nytt sätt att arbeta i och med strandnära skyddszoner, som kompletterar den grundläggande idén, med konceptet av en våtmark. Idén, som nu även provas i pilotanläggningen på Lilla Böslid, Halland, är att hindra all urlakning av näringsämnen från jordbruksmark till intilliggande vattendrag med hundra procent, där trädens närvaro på strandbanken längs vattendraget gör detta möjligt genom att öka infiltrationen av vatten inne i vegetationen med upp till 60 gånger, jämfört med avsaknad av vedartade växter. Förövrigt tillåter mekaniken i systemet en buffrande förmåga för olika vattenflöden och vattennivåer liksom ger möjlighet för återförsel av sedimenterade näringsämnen från skyddszonen tillbaka till odlingsarealen. Dessa s.k. integrerade skyddszoner kommer också vara viktiga habitat för åtminstone insekter och grodor (Strand, 2013).

Genom den inneboende förmågan att bearbeta näringsämnen hos träd, är de också kapabla att användas för fytoremediering utav kontaminerade områden (Jose m.fl., 2004), som jordbruksmarker intill vattendrag, genom att de kan bryta ned exempelvis pesticider (Ellis m.fl., 2000). Ett släkte som kan användas är *Salix*, vilka kan ta upp tungmetaller, bryta ned giftiga ämnen till icke giftiga och kontrollera flöden av förorenat vatten (Smith m.fl., 2012). Vidare kan träd med sin närvaro bidra till minskad saliniteten i jorden (Whitefield, 2010), genom att relativt höga grundvattennivåer dras nedåt, till lägre belägna rötter, så att salthalten i grundare horisonter minskas (Whitefield, 2010; Bari & Schofield, 1991).

Reglering av biodiversitet

Biodiversitet definierades 1992 av Biodiversitetskonventionen i Rio de Janeiro som varieteten bland levande organismer inom hela ekosystemet, varav skillnad ska också göras mellan arter, inom arter och mellan olika ekosystem (Burgess, 1999). Arter och hela ekosystem försvinner dock i snabb hastighet och därmed delar från vår planets hälsa, inklusive förmågan att upprätthålla fortsatt liv (Jose, 2009). Som situationen är nu finns endast två tredjedelar kvar av de vilda djurarterna vi hade på jorden för fyrtio år sedan och människan driver nu vår planets 6:e s.k. massutdöende i historien (Rockström & Klum, 2012) medan den biologiska mångfalden minskar i allt snabbare takt (Lundberg & Moberg, 2008). Av människans påverkan är jordbruket den huvudsakliga kraften som minskar planetens biologiska mångfald (Rockström & Klum, 2012). Avtrycket från jordbruket i Europa hade exempelvis redan 2007 lett till att ungefär 66 % procent av arealerna led av bristande diversitet av växter (Reisner m.fl., 2007), varav lähäckar och strandzoner utgör de enda vedartade habitaterna i många av landskapen (Jose, 2009). I Sverige har slåtterängarna, vilka är de artrikaste habitaterna ihop med fodermarkerna, blivit kraftigt decimerade under de senaste tre hundra åren som konsekvens av utbredning från det intensiva jordbruket (Olsson, 2012).

Reisner m.fl. (2007) skriver att de monokultursystem som finns på många platser i Europa troligtvis skulle gynnas av träd i odlingssystemet, vilka med sin närvaro bidrar till att bevara och motverka förlust av habitat (Smith m.fl., 2012; Jose, 2009) och genererar rumslig struktur och stabilitet till odlingssystemet (Smith m.fl., 2012). Den ökade variationen av växter i landskapet främjar flera olika habitat och mikroklimat, vilket i sin tur främjar biodiversiteten av växter och djur (Mosquera-Losada m.fl., 2008; Jose, 2009; Cerdán m.fl., 2012; Dixon m.fl., 1994; Montagnini m.fl., 2013; Reisner, 2007; Smith m.fl., 2012). En högre diversitet av växter i agroforestry- och skogssystem går även hand i hand med högre biologisk diversitet i jorden (Jose, 2009).

Vidare bidrar agroforestrysystem till bevarandet av biodiversiteten genom att bromsa modifieringen av naturligt habitat (Jose, 2009; Smith m.fl., 2012; Mosquera-Losada m.fl., 2008) och kan på det viset bidra till att reducera ett av de största hoten mot biodiversiteten; de just söndertrasade, tidigare sammanhängande habitaterna, som utgör huvudproblemet för biodiversiteten i den Atlantiska regionen av Europa (Mosquera-Losada m.fl., 2008). Samtidigt bidrar etablerandet av agroforestrysystem som exempelvis lähäckar till att brygga samman kvarlämningarna från fragmenterade naturliga habitat, till exempel skogar, vilket i sin tur ytterligare gynnar bevarande av biodiversitet (Montagnini m.fl., 2013).

Exempel på stödjande odlingssystem för biodiversiteten av däggdjur, fåglar och andra djur är flerskiktade kakao-agroforestrysystem vilka inkluderar inhemsk skog, frukt och timmer, som minskar kontraster mellan skog mot jordbruksmark, samt främjar sammanhållande landskap (Jose, 2009). Författaren nämner Costa Rica som exempel ang. var studier utförts i aktuellt sorts odlingssystem.

Insekter är en del av de organismer vars biodiversitet förstärks i och med den ökade variationen av växter på arealen (Ryschawy m.fl., 2012), som också brukar efterföljas av etableringen utav fågelliv (Jose, 2009; Helmfrid, 2012). Trädens mer omfattande storlek, högre ålder, liksom dess mer komplexa diversitet av vävnad och strukturer, jämfört med örtartade växter, gör dem utöver det till specifika värdväxter för flera av dessa organismer (Burgess, 1999). På motsvarande sätt kan täckväxter såsom annuella gräs och baljväxter inom fruktodlingar med pekanträd upprätthålla nyckelpigor (*Coleoptera: Coccinellidae*) och andra leddjur (Bugg m.fl. 1991). Brandle m.fl. (2004) fann att lähäckar genererade högre antal, liksom ökad diversitet av insekter genom att växterna i vindskyddet motarbetar kontrasterna i landskapet, vilket skapade de ovan nämnda flertalet olika mikrohabitat, som i sin tur upprätthöll platser för fullföljande av insekternas livscyklar, värdväxter, bytesdjur, liksom källor till nektar och pollen (Jose, 2009). Samtidigt påvisade Peng m.fl. (1993) i deras försök i Leeds England, att både antalet arter av, liksom mängden luftburna leddjur i både häckar och alléodlingssystem var högre än i kontrollen. Dessutom skriver Burgess (1999) att Cuthbertsson & McAdam (1996) i sitt försök på Nordirland konstaterade en ökande koncentration liksom diversitet av somliga skalbaggar inom undersökta habitat i ordningen öppna grässlätter < agroforestrysystem < skogsmark.

Träd har påvisats ha en positiv inverkan även på gnagare varav Wright (1994), enligt (Burgess, 1999), utifrån sitt försök i Leeds, England, visade att ett silvoarablesystem med gräs som marktäckare hade högre mängd Skogssorkar (*Clethrionomys glareolus*), Åkersork (*Microtus agrestis*), vanlig Näbbmus (*Sorex araneus*) och mindre skogsmus (*Apodemus sylvaticus*), jämfört med kontrollen av vanligt jordbruk. Dessa är också bra predatorer för flera skadinsekter, liksom är bytesdjur för ugglor och hökar (Burgess, 1999).

Söderström m.fl. (2001) konkluderade i deras studie genomförd utanför Uppsala med målet att belysa hur olika vedartade växter påverkar omgivande betesmarker, att en ökad andel betesytor med vedartad vegetation resulterade i större artrikedom hos fåglar såväl som skalbaggar och humlor. Även (Lundberg & Moberg, 2008) menar att träd på eller i närheten av odlingsarealen gynnar flera sorter av fåglar. Gillespie m.fl. (1995) jämförde ett antal parametrar mellan monokultur av majs (*Zea mays*) med en standnära skyddszon bl.a. bestående av klöver (*Trifolium repens*) och hundäxing (*Dactylis glomerata* L.) ihop med tre olika trädarter, i Indiana, USA, och påvisade att skyddszonen hade högre population och diversitet av fåglar jämfört med monokultur av majs. Vid studier på Nordirland och i Skottland iaktogs högre antal och diversitet fåglar i silvopasturalsystem jämfört med skogsbruks- eller jordbruksområden, dock var skillnaderna inte signifikanta (Burgess, 1999; Agnew & Sibbald, 1995-96). Somliga rapporter påvisar även att obrukade områden som består av blommor och gräs kan utgöra ett bra habitat för fåglar (Burgess, 1999) och bonden kan med fördel lämna kvar en så kallad fågelåker som gynnar övervintrande fåglar som Gråsiska, Kornsparv Fasan, Sånglärka, Hämpling, Steglits, Grönfink, Rapphöna och Gulsparv (Haldén, 2013).

Ett flertal studier som genomförts i tropikerna påvisar att agroforestrysystem har potentialen att stödja sammansättningar av växter och djur som kan vara lika diversifierade och artrika som de i naturliga skogar (Smith m.fl., 2012), åtminstone för fladdermöss och fåglar enligt en studie utförd i Talamanca, Costa Rica, under 2002-2003 av Harvey & Gonzáles-Villalobos (2007).

Bidraget till biodiversiteten genom tillämpning av agroforestry beror också på vilka växter som används inom odlingssystemet (Montagnini m.fl., 2013). Odlare av kaffe på Costa Rica som intervjuades hade ordnat in träden i odlingen i relation till deras inverkan på bevarandet av fåglar och små däggdjur, samt till vilken grad aktuellt träd hjälpte med en enskild parameter (Cerdán m.fl., 2012). Somliga träd ansågs dock ha negativ inverkan på biodiversiteten av just djur i odlingen och odlare kunde inte med någon större säkerhet säga varför vissa träd inverkade negativt, förutom att det fanns ett samband med åtminstone två nämnde trädarter med negativ inverkan på biodiversiteten i relation till smådjur och fåglar; nämligen att dessa träd inte var naturliga för den aktuella platsen vilket resulterade i att inhemska arter inte var anpassade till dessa (Cerdán m.fl., 2012).

Förändring av biodiversiteten vid etablering av träd på arealen sker inte nödvändigtvis direkt. Burgess (1999) rapporterar att botaniska förändringar började visa sig i ett

agroforestrysystem (silvopastoral) 35 år efter etableringen av popplar på tidigare öppen betesmark. Somliga arter som Rödven (*Agrostis capillaris*), Vitgröe (*Poa annua*), liksom Luddtåtel (*Holcus lanatus*) var mer vanliga under trädens skugga, medan andra arter som Kärrgröe (*Poa trivialis*), Engelskt rajgräs (*Lolium perenne*), åkertistel (*Cirsium arvense*) och Vitklöver (*Trifolium repens*), var mindre vanligt, jämfört med det öppna landskapet intill.

Även styrningen av odlingssystemet inverkar på biodiversiteten (Montagnini m.fl., 2013; Cerdán m.fl., 2012) varav odlare på Costa Rica observerade att när träd i odlingen blev konstant klippta, minskade deras bidrag till biodiversiteten starkt (Cerdán m.fl., 2012). Vidare påverkar även hantering av omgivande landskap till odlingen eftersom både skade- och nyttodjur ofta är beroende av liksom regleras av en större yta av landskapet än den faktiska begränsade odlingsytan (Bommarco m.fl., 2012). Under ett försök i El Salvador föreslogs att samarbeten mellan bönder i kooperativ, snarare än att arbeta med ensamma gårdar, kan generera förbättrade ekosystemtjänster på landskapsnivå Méndez m.fl. (2009), samtidigt som ekologiska kaffeodlare vilka intervjuades på Costa Rica nämnde vikten av vegetativ diversitet och att bevara skogarna runtomkring odlingen för att i sin tur bevara de djur på odlingsarealen som är beroende av dem (Cerdán m.fl., 2012).

Agroforestrysystems påverkan till biodiversiteten kan på motsvarande sätt förmodligen sträcka sig långt utanför den aktuella ytan som upptas av odlingssystemet; vilket exemplifieras av iakttagelser som Perfecto m.fl. (2009) gjorde kring minskning av flera arter av flyttfåglar i östra USA i takt med fällningen av skuggträd inom agroforestrysystem i Latinamerikanska länder. Agroforestrysystemen i fråga var föredragna habitat för flera sorts fåglar innan avverkningen av aktuella skuggträden påbörjades.

Forskare och beslutsfattare blir allt oftare uppmärksammade om vikten som agroforestry spelar i att bevara biologisk mångfald i både tropiska och tempererade områden världen över, varav kaffeodlingssystem med skuggträd, i exempelvis Costa Rica visar på stor potential att förbättra biodiversiteten jämfört med traditionella odlingssystem (Jose, 2009). Samtidigt visar ny forskning att landskap som påverkas av människans inflytande fungerar bättre när ökad biodiversitet eftersträvas, vilket i sin tur lyfter skördemängder genom gynnandet av exempelvis pollinatörer, eller synergieffekten i och med en diversifierad produktion av grödor (Bommarco m.fl., 2012). Det s.k. *Siegerländer Hauberg* i Tyskland användes under ca 2500 år och har till viss del lämnats kvar i form av skog pga. stimuleringen av bl.a. biodiversitet (Eichhorn m.fl., 2006).

Reglering av sjukdomar och skadedjur

Agroforestrysystemen har relativt sett en effektiv förmåga att förebygga och reducera utbrott av sjukdomar och angrepp på odlade grödor, vilket tros bero på att kombinationen av träd och grödor gynnar en betydligt större biodiversitet på odlingsarealen i jämförelse med monokulturer (Smith m.fl., 2012; Jose m.fl., 2004). Därutöver skriver Whitefield (2010) mer bestämt att biologisk mångfald gör växterna friskare än de odlade i monokulturer och Lundberg & Moberg (2008) menar att växter i monokultur istället lider av ökad sårbarhet

mot patogener. Många växter utsöndrar även ämnen som stimulerar de intill och denna koppling mellan växterna blir mer eller mindre tydlig beroende på hur man studerar dessa i relation till varandra (Whitefield, 2010). Dessutom skriver (Lundberg & Moberg, 2008) att det s.k. Tigrayprojektet i Tigrayområdet, beläget i norra Etiopien, som bygger på eftersträvande av biologisk mångfald visar att variation i den vegetativa mångfalden motarbetar trycket från både ogräs och patogener, liksom att småbönderna där nu har en stärkt matsäkerhet. Även växter definierade som ogräs är dock, till en begränsad mängd, bra för diversiteten på platsen som hjälper till att hålla ekosystemet friskt, varav maskros eller skräppa har relativt djupa rotsystem som kan plocka näring från alven (Whitefield, 2010).

De aktuella odlingssystemens effektiva förmåga i och med den relativt höga biodiversiteten att hålla nere trycket från patogener kan förmodligen delvis förklaras genom att skadeinsekterna får svårare att finna sina respektive värdväxter när dessa är mer utspridda bland andra, medan somliga växter kan eventuellt tjäna som fångstgrödor, vilka hindrar skadedjuren från att finna sina värdväxter (Smith m.fl., 2012; Jose m.fl., 2004), då andra växter eventuellt aktivt repellerar skadedjur (Jose m.fl., 2004). Samtidigt kan somliga växter eventuellt nedsätta skadedjurs förmåga att effektivt attackera sina respektive värdväxter (Jose m.fl., 2004), exempelvis somliga sorter av tagetes vilka effektivt bekämpar nematoder som angriper tomater, liksom också kan minska trycket från ogräs, genom att utsöndra kemiska ämnen som verkar negativt på ex. kirskaål och åkervinda (Whitefield, 2010). Samodlingen av växter bidrar också troligtvis med fler naturliga fiender i form av predatorer eller parasiter/parasitoider jämfört med monokultursystem, som i sin tur minskar effekterna av skadedjur (Jose m.fl., 2004; Smith m.fl., 2012), varav agroforestrysystem kan vidare utformas för att optimera reglering av skadedjur genom att exempelvis förse bra med föda åt vuxna parasitoider, platser för parning, äggläggning, liksom för vila, åt dessa (Smith m.fl., 2012). Somliga örter kan vara bra att ha tillgodo då dessa effektivt håller nere trycket från patogener genom att exempelvis attrahera naturliga fiender till larver eller bladlöss, varav ett exempel är flockblommiga växter, som spansk körvel liksom libbsticka (Whitefield, 2010).

Vidare förser träd omgivningen med mycket biomassa med stor gränsyta till omgivningen, varierade källor av pollen, nektar liksom bytesdjur, jämfört med monokulturer, samt utgör alternativa värdväxter och bra platser för skydd (Smith m.fl., 2012). Flera studier har påvisat att agroforestrysystem haft hög diversitet av ryggradslösa djur (Burgess, 1999) som insekter liksom stor mängd naturliga fiender bestående av flera olika sorters djur (Smith m.fl., 2012). Exempelvis nämner bl.a. Smith m.fl. (2012) ett försök i ett alléodlingssystem med ärtor (*P. sativum* L. var. Solara) ihop med sex trädslag på arealen (*J. regia*, *A. pseudoplatanus*, *F. excelsior*, *P. avium*, *C. maxima*. Mill. 'Cosford' och *C. maxima* 'Lambert's Filbert') utfört i Leeds, England utav Peng m.fl. (1993), att högre diversitet av insekter liksom högre andel naturliga fiender noterades tillsammans med lägre andel vivlar (*Sitona ssp.*) och ärtmyggor (*Contarinia pisi*), jämfört med monokultursystem av ärtor. Samtidigt skriver Smith m.fl. (2012) att samma odlingssystem i en annan studie utav Naeem m.fl. (1994) uppvisade en halvering av spannmålsbladlusbeståndet (*Sitobion avenae*) i vinterkorn, jämfört med

kontrollen, vilket berodde på en ökning av dess naturliga fiender, främst bestående av blomflugor (Diptera: Syrphidae) vilka använde trädremsorna som tillflyktsort. Jose m.fl. (2004) återkopplar vidare till Bugg m.fl. (1991) vilka i sin tur menar att de insekter inklusive nyckelpigor som främjades i nämnda pekanodlingar ovan, kan vara bra för bekämpningen av närvarande patogener. Stamps m.fl. (2002) diskuterade samma princip i deras studie under 1997-1998 inom agroforestrysystem med *J. nigra* ihop med delvis alfalfa i Missouri, USA, utifrån att kombinationen ökade närvaron av naturliga fiender med det dubbla, liksom halverade antalet potentiella skadedjur, jämfört med monokulturer.

Då trädens närvaro ökar den tillgängliga variationen av fågelarter (Jose m.fl., 2004; Ryschawy, 2012), skulle dessa kunna bidra med att minska trycket från skadedjur på grödor intill (Jose m.fl., 2004; Lundberg & Moberg, 2008). Även etableringen av träd i form av silvopasturalsystem på gräsytor skulle kunna öka diversiteten fåglar (Burgess, 1999) och som positiv konsekvens av stadsodlingar har det också framkommit att i och med införsln av mer växter, följer en ökning av delvis pollinatörer men även fåglar, varav de sistnämnda i sin tur bidrar med reglering avflugor och myggor, liksom andra insekter (Helmfrid, 2012).

Inverkan på skadedjur inom åtminstone silvoarablesystem kan dock vara blandad (Burgess, 1999) som att exempelvis förutom att främja naturliga fiender; även hysa skadegörare som trips (*Thysanoptera*) (Peng m.fl. (1993).

Ett annat exempel är att sniglar gynnas utav det fördelaktiga mikroklimat som uppstod inom trädraderna i agroforestrysystemet under ett försök under 1991-1994 (Griffiths m.fl., 1998); samma försöksytor som nyttjades utav Peng m.fl. (1993). Graden av skada som dokumenterats från sniglar kan leda till fullständig missväxt av grödorna och kan likaså föra med sig nödvändigheten att använda bekämpningsmedel (Burgess, 1999) och författaren trycker på vikten om vidare forskning angående detta problem. Det finns också dokumenterat att regndroppar som faller från träden i kaffeodlingar i Costa Rica har ökat angreppen av svampen *M. citricolor* (Cerdán m.fl., 2012).

Intervjuade kaffebönder på Costa Rica menade dock att styrning liksom val av träd i odlingssystemet påverkade förekomsten av en rad patogener (Cerdán m.fl., 2012) medan Griffiths m.fl. (1998) menar att grödor lämpade för öppna ytor inte behöver vara lämpade att användas inom agroforestrysystem utifrån påverkan gentemot faunan. Bommarco m.fl. (2012) trycker på att åtgärder för att främja biologisk bekämpning även inkluderar en varierad biodiversitet på landskapsnivå, genom att skapa eller bevara resursrika och naturliga habitat, ihop med en anpassad eller varierad växtföljd, liksom strävan att undvika pesticider.

Reglering av Pollinering

Många vektorer livnär sig av de blommor de pollinerar, varav de i utbyte mot födan från växten under momentet, utför en nödvändig del av dess livscykel (Whitefield, 2010). Detta arbete definieras som en ekosystemtjänst (Garibaldi m.fl., 2013), varav sjuttiofem procent av

de globalt odlade växterna är till viss del beroende av pollinering utav insekter och även om många grödor är vindpollinerade (Bommarco m.fl., 2012), utför insekter som bin och humlor pollineringen av ex. åkerbönor, raps, klöver (Haldén, 2013), liksom av växter inom hortikulturen, som frukt och grönsaker (Bommarco m.fl., 2012). Pollinering räknas också som en av de stora faktorer vilka styr skörden i ett odlingsystem (Bommarco m.fl., 2012). Dock minskar antalet, liksom diversiteten av insekter globalt (Bommarco m.fl., 2012) i många jordbrukslandskap (Garibaldi m.fl., 2013) varav anledningen till detta anses vara multifacetterad (Bommarco m.fl., 2012). Dels genom förlust, liksom urholkning av habitat (Bommarco m.fl., 2012), som blomrika miljöer, vilka är väldigt vitala för pollinatörer som bin och humlor (Haldén, 2013). Dessutom verkar olika former av patogener, pesticider ihop med klimatförändringen negativt på många pollinatörer (Bommarco m.fl., 2012).

Att försöka ersätta vilda pollinatörer med tambin fungerar inte heller fullt ut, baserat på resultat behandlade utav Garibaldi m.fl. (2013) som visar på att tambin inte kan bidra med pollinering till samma nivå som naturligt förekommande pollinatörer.

En rad författare listar dock upp ett antal åtaganden och initiativ som kan användas för att stödja pollinatörer. Cerdán m.fl. (2012) skriver att väl hanterade arealer för aktuellt ändamål, faktiskt kan främja dessa djur. Växter som genererar boplatser och blommor kan gynna pollinatörerna på odlingsområdet, vilket kan hjälpa till att lyfta begränsningar i skörden (Bommarco m.fl., 2012). Enligt Lundberg & Moberg (2008) är träden en av de sorters växter som gynnar pollinatörer som bin, vilka i sin tur kan bidra med honung, varav de två författarna även tar upp ett exempel där främjandet av pollinerande insekter skulle ha ökat skörden av kaffe med femtio procent. På Costa Rica används bl.a. trädet *Cordia Alliodora*, i kaffeodlingar, vilket lockar till sig så många pollinatörer att ingen konkurrens uppstår mellan trädet och kaffebuskarna, även i de fall de båda slags växterna blommar samtidigt (Cerdán m.fl., 2012). Träd i form av lähäckar används också för ökad pollinering av grödorna runtomkring (Ellis m.fl., 2000), varav vindskydd främjar längre blomningssäsonger liksom aktiviteten av bin, som tillsammans leder till ökad fruktbildning och tidigare mognad (Smith m.fl., 2012).

Flera forskare har kommit fram till att situationen för att lösa problemen som krympande livsmiljöer (WWF, 2013b), liksom pressen från användandet av pesticider (Garibaldi m.fl. (2013), för pollinatörerna är brådskande och de så kallade ekosystemtjänster dessa bidrar med är därutöver vitala för jordbrukets hållbarhet i framtiden (WWF, 2013b). Garibaldi m.fl. (2013), menar att när respektive odlare skapat en situation med relativt ökad tillgång på variation utav pollinerande insekter, kommer dessa uppskattningsvis bidra till att öka medelvärdet av pollineringen, liksom sänka variationen inom andelen pollinerade grödor, på grund av den kompletterande effekten mellan de olika arterna. Dock rekommenderas lämplig hantering av de omkringliggande landskapen i anknytning till odlingen, så som skydd av området liksom eventuell restaurering, för att öka chansen att pollinatörer därifrån, söker sig in på den faktiska odlingsytan (Bommarco m.fl., 2012). Kaffebönder som intervjuats på

Costa Rica nämnde avståndet mellan odlingen och skogarna omkring, som en faktor vilken begränsar antalet pollinatörer på odlingsytan, vilket även backas upp från tidigare litteratur (Cerdán m.fl., 2012).

Reglering av extrema händelser

Förändringar inom ekosystemen har bidragit till signifikanta ökningar av antalet översvämningar och vilda bränder på alla kontinenter, sedan 1940-talet (Reid m.fl., 2005). Träd kan dock användas för att motarbeta konsekvenserna från extrema väder som kraftiga regn eller torka (Smith m.fl., 2012). Exempelvis kan samodling med träd reglera översvämningar (Cerdán, 2012; Smith m.fl., 2012) både inom odlingssystemet och över större områden genom att träden fungerar som motstånd mot plötsliga starka strömmar uppkomna från intensiva regn, då stammar och rötter reducerar flödet av vatten och medföljande material från att fritt öka på redan strömmande floder (Smith m.fl., 2012). Hawley & Dymond (1988) vilka undersökte huruvida närvaron av planterade träd (*Populus x euramericanu*) i sluttningar på Nya Zeeland inverkade på jordflykt i dessa i och med regn, kalkylerade att träden troligtvis sparade 13,8 procent av den totala försökytan under försöket, vari varje enskilt träd enligt uträkningarna hindrade förlust av 8,4 m² betesmark i snitt.

Kulturella tjänster

Kulturella arv

Tekniker och moment på nyttjade arealer vilka hör samman med somliga agroforestrysystem i Europa är exempelvis hamling och skapandet av gårdsgårdar, varav livsstilar, lagar och vanor tillsammans formar det kollektiva värdet av dessa kulturella arv (Smith m.fl., 2012). Det kulturella värdet utav agroforestrysystem förbises dock ofta, speciellt i tempererade områden, fastän det tillhör en förfluten del av kulturen i form av exempelvis fruktträdgårdar, skogsbeten, ollonbeten eller parker (Smith m.fl., 2012). På vissa håll i Europa har dock den aktuella kulturen bevarats än idag, som det tidigare nämnda *Siegerländer Hauberg* i Tyskland för dess kulturellt unika landskapsbild (Eichhorn m.fl., 2006).

Samhällsnytta

Integreringen av träd på odlingsytorna kan påverka den lokala ekonomin positivt genom att öka antalet olika sorters säljbara produkter, hand i hand med att också kunna höja kunskapsbasen för hantering av landskapen, ihop med att kunna erhålla miljömässiga fördelar. I de fall ev. samhälle i närheten exempelvis efterfrågar närproducerad biomassa för bränsle, är fördelarna att transportsträckan och därmed kostnaderna minimeras, dock oklart exakt för vilken part, samtidigt som lokala pengaflöden skapas i.o.m. affärssuppgörelsen, som till relativ stor säkerhet berikar just närområdet ekonomiskt. Agroforestry i tempererade klimat har dock fått bristfällig uppmärksamhet för dess värde till nära samhällen, varav ekonomiska parametrar i de fall värdering ändå förekommit, varit föremål för mest fokus (Smith m.fl., 2012).

Rekreation

Agroforestrysystem kan bidra till miljöer för välbefinnande (Smith m.fl., 2012) och rekreation (Eichhorn m.fl., 2006), vilket kan gynna omgivningen liksom markägaren, som i sin tur kan utnyttja detta (Smith m.fl., 2012). Exempelvis kan aktiviteter som fiske, jakt, ridsport, cykling liksom turism inom odlingsområdet ekonomiskt gynna och diversifiera inkomsten för bönder, samtidigt som allmänheten kan erhålla behagliga upplevelser inom odlingssystemet (Smith m.fl., 2012). Av markägare i Iowa, USA, som deltog i en undersökning om huruvida dessa tillät jakt på deras marker, menade 55 procent att de kunde tänka sig en avgift som gick till etablerandet av lähäckar på arealen, varav markägare i undersökningen i huvudsak värderade behagliga upplevelser, som jakt, rekreation, liksom känslan att aktivt ta bry sig om marken, högre än den extra inkomsten i och med jakten (Jose, 2009). Genom att träden också kan klara av att växa på jordar med för dålig kvalitet för många andra växter, kan de med sin närvaro öka möjligheterna till rekreation för människor även där (Reisner m.fl., 2007).

Estetiska värden

Monokultursystem av grödor har visat sig oattraktivt för många människor samtidigt som integreringen av träd i motsats pga. dess förmåga att bringa en föränderlighet i landskapet istället framhävt en attraktiv känsla (Smith m.fl., 2012) liksom visat sig kunna öka dess estetiska värde (Montagnini & Nair, 2004; Cerdán m.fl., 2012; Ellis m.fl., 2000), varav ett par källor trycker extra tydligt på det estetiska bidraget från just agroforestry (Eichhorn m.fl., 2006; Jose, 2009).

Utbildning

Från undersökningar utförda av Cerdán m.fl. (2012) på Costa Rica framgår att av de intervjuade kaffeodlarna, hade de som odlade ekologiskt, generellt sätt, djupare kunskap om hur träden påverkar ekosystemet inklusive odlingen, jämfört med konventionella odlare.

Ekoturism

Smith m.fl. (2012) menar att specifika kulturella agroforestrysystem i Spanien; s.k. Dehesas (plural) vilka är en typ av Silvopasturalsystem, ihop med dylika i Alperna, har potentialen att bringa in extra inkomst för markägaren i och med ekoturism. Mosquera-Losada m.fl. (2008) menar att agroforestrysystem testats med lyckade försök på flera håll i Europa, liksom menar vidare precis som Smith m.fl. (2012) ovan, att utrymmen finns för mervärde i form av extra inkomst, varav Mosquera-Losada m.fl. (2008) trycker på just möjligheten till erhållen uppmärksamhet, utifrån potentiellt utbud av exempelvis kött som kommer från beten vilka månar om boskapens välmående, i och med fördelarna erhållna från närvaron av träden.

Hemkänsla

Förekomst av träden anses kunna väcka starka känslor utav hemmahörighet och tankar om samhörighet (Naturskyddsföreningen, 2013).

Understödjande ekosystemtjänster

Jordbildande processer och näringsflöden

Genom att hindra näringsläckage ur odlingssystemet (Jose m.fl., 2004; Eichhorn m.fl., 2006) kan träd även återinföra den annars förlorade näringen (Jose m.fl., 2004), som i sin tur anses göra de aktuella odlingssystemen mer produktiva än monokulturer (Smith m.fl., 2012; Cannell m.fl., 1996; Whitefield, 2010). Träd kommer åt många näringsämnen belägna längre ned eller lateralt iväg från grödors rotsystem, liksom kan ta upp näringsämnen i kemiska former vilka eventuellt inte grödorna omkring kan ta upp (Cannell m.fl., 1996). Näring som fångas upp av träden återanvänds genom processerna då träden tappar sina blad som faller ned på marken, liksom i och med att trädet omsätter nya rötter vartefter de äldre bryts ned (Smith m.fl., 2012; Jose, 2009; Jose m.fl., 2004). Det skapar en återcirkulering av näringsämnen till andra växter i närheten (Jose, 2009; Whitefield, 2010; Smith m.fl., 2012), vartefter näringen från förmultnande delar blir tillgänglig (Whitefield, 2010; Smith m.fl., 2012). Odlingssystemet blir därmed mindre känsligt för tillgängligheten av införda resurser då träden kan erhålla näring från djupare jordhorisonter (Smith m.fl., 2012) och Montagnini m.fl. (2013) skriver att lähäckar inkluderas till de former av agroforestrysystem vilka kan bidra till effektiv cirkulering av växtnäring.

Somliga växter är mer specialiserade än andra på att ta upp vissa näringsämnen, varav växternas storlek ovan jord ofta representerar deras storlek under jord och genom att använda växter av varierande storlek utnyttjar de tillsammans jorden under sig som bäst, då de kommer samla näring från olika djup (Whitefield, 2010). Träd har, som redan nämnts, dessutom längre tillväxtsäsong än de flesta jordbruksgrödor, vilket ökar näringsupptaget genom att näring också tas omhand både innan och efter att grödorna gror (Jose m.fl., 2004; Jose, 2009).

Exempel på trädens förmåga att regenerera näring till växter i närheten kommer dels från en studie utförd 1993 inom Guelphs' universitets försöksstation i Ontario, Canada, vari lövfällningen från sexåriga popplar (*Populus deltoides* x *Populus nigra*) integrerade som rader mellan alléer av korn (Thevathasan & Gordon, 2004), genererade en genomsnittlig nivå av nitrat i jorden intill trädraden (2,5 m), på det dubbla värdet av det som erhöles i jord som var mellan 8-15 meter bort (Smith m.fl., 2012). Träd kan också förse grödorna intill med kväve, via ev. regn som faller till marken genom eller längs med lövverket liksom grenarna, vilket på dessa vis enligt annan en studie också utförd på samma plats, dock 1997-1998, medförde 10,99 kg N/ha årligen från (*Populus deltoides* x *nigra* DN 177) och 15,22 kg N/ha årligen från *Acer saccharinum* (Zhang, 1999). Exempel på andra tillförda näringsämnen kommer dels från ett försök då träd påvisades kunna ha positiv inverkan på näringsflöden för betesmarker intill, utifrån att Röd Eukalyptus (*E. Camaldulensis*) återförde stora mängder Na, N, Ca, K, liksom Mg till jorden genom fall av växtdelar på marken liksom regn genom bladverket, (Bird, 1998). Under ett försök i El Salvador, utfört 2001-2003, påvisades även att högre artvariation

av träd på arealen generellt ökade jordens CEC (Katjonbyteskapacitet), pH, Mg liksom Ca, samtidigt som mängden K samt Al minskade (Méndez m.fl., 2009).

Cannell m.fl. (1996) skrev redan på nittioalet att trädens effektiva resursutnyttjande av exempelvis näring som annars inte kommer andra växter till nytta, troligtvis i sin tur höjer mängden producerad biomassa, vilket då också troligtvis höjer mängden organsikt material i jorden, som i sin tur då troligtvis stärker just dess bördighet, liksom i realtid troligtvis också motverkar låga pH-värden. Detta, förutom bidraget till stabila pH-värden, styrks av Jose (2009); Reisner m.fl. (2007); Montagnini & Nair (2004); Cerdán m.fl. (2012); liksom Whitefield (2010), varav Jose (2009) och Cerdán (2012) menar att förmågan av agroforestrysystem att underhålla och förbättra jordens långvariga produktivitet och funktionär väl dokumenterad liksom att både bönder och forskare känner till detta. Mängden organiskt material som samlas i jorden delvis i och med trädens s.k. primära nettoproduktion (NPP), vilken ökar vid den ovan nämnda situationen av tillgång på näring som träden skapar (Cannell m.fl., 1996), bottnar i trädens del av kolcykeln; närmare bestämt genom att delar av absorberat kol förs ned i jorden som en del av bladfallet, rotexudat, samt via mykohriza (Drake m.fl., 2011). Tillväxten av gräs på betesmarker intill träd kan stärkas till den grad att skördebortfallet för gräset på grund av trädens konkurrens, fortfarande kan kompenseras med råge (Whitefield, 2010). Träd klarar många gånger också av att växa på jordar med för dålig kvalitet för att bära många agrikulturella eller hortikulturella växter och kan med sin närvaro öka just fertiliteten på platsen i fråga genom att exempelvis kunna öka andelen organiskt material och vattenhållande förmågan i jorden (Reisner m.fl., 2007). Även Tisdall & Oades (1982) nämner trädens förmåga att öka bl.a. markens struktur. Effekten beror dock på art och täthet av träd, och ett försök utfört i El Salvador visade att högre täthet utav träd orsakade reducering av total mängd organiskt material i jorden (Méndez m.fl., 2009).

Whitefield (2010) menar att trädvalet på arealen är viktigt. Kaffeodlare som intervjuades i Costa Rica tog ställning till hur bra träd är för fertiliteten av jorden genom att bedöma; först trädets produktion av biomassa i förhållande till dess bladstorlek, liksom huruvida bladen bröts ned fort eller långsamt, tillsammans med under vilken tid på året som bladfallet äger rum och hur mycket trädens rotsystem konkurrerar med kaffebuskarnas (Cerdán m.fl., 2012). Speciellt trädarter med mjuk bark, mycket vatteninnehåll, som även är kapabla att snabbt producera biomassa efter att ha blivit beskurna, räknas av intervjuade bönder på Costa Rica som främjande för jorden (Cerdán m.fl., 2012).

Organiskt material i jorden (SOM) (Jose, 2009), i vilket kol utgör en huvudsaklig byggsten (Ashman & Puri, 2002) går enligt Bommarco m.fl. (2012) hand i hand med jordens fertilitet. Många forskare anser också att mängden markkol fungerar som en slags måttstock på jordens förmåga till livsuppehållande processer, bedömt utefter tillgänglig mängd i den samma, som exempelvis de bakom tillgängligheten av näringsämnen i och med att de allra flesta är mer eller mindre bundna till det organiska materialet (Bommarco m.fl., 2012).

Bommarco m.fl. (2012) skriver vidare att tillgång på mängden kol i odlingssystemet ökar marginalen för brister i hanteringen av åtminstone oorganiskt kvävegödselmedel. Ökning av jordbundet kol motarbetar också vanligtvis jorderosion, jordpackning, förhårdning av översta jordlagret liksom ökar vattenhållande förmågan, lättheten att bearbeta den och stärker dess motståndskraft mot patogener (Bommarco m.fl., 2012), samtidigt som det främjar samhällen av ryggradslösa djur (Smith m.fl., 2012).

Skuggan från trädens lövverk kan även bidra till effektiv kväve mineralisering liksom till bättre biologisk aktivitet i jorden (Cannel m.fl., 1996). Markens mikroorganismer är en vital del för nedbrytningen av organiskt material (t.ex. döda växtdelar), vilket frigör näringsämnen som floran kan ta upp igen (Ashman & Puri, 2002). Mikroorganismernas förekomst och aktivitet är i sin tur i stor utsträckning positivt relaterade till mängden SOM i jorden, vilket därutöver i sin tur står i proportion med mängden kol som i realtid införs i jorden (Ashman & Puri, 2002).

Även kvävefixerande träd anses öka fertiliteten i jorden (Lundberg & Moberg, 2008), i och med bidraget av näring (Cannel m.fl., 1996; Lundberg & Moberg, 2008), vilket även andra växter intill kan konkurrera om (Cannel m.fl., 1996). Träd med dessa egenskaper kan bidra till att stärka fertiliteten också på marker som inte förmår förse somliga andra växters behov (Reisner m.fl., 2007). Samodlingen av växter i agroforestrysystem, med både träd som grödor vilka har möjlighet att fixera kväve, är relativt förekommande i tropikerna (Jose, 2009). Kvävefixerande häckar tillsammans med rester från baljväxter ökade jordkvalitén på aktuell areal liksom produktiviteten hos majs på den samma, jämfört med endast monokulturer på arealen av delvis majs i växtföljden (Guo m.fl., 2009). Samtidigt är relativt få av de vedartade växter som kan fixera luftkväve, tillgängliga för ändamålet i tempererade klimat (Jose m.fl., 2004; Smith m.fl., 2012). Dock har träd som *Robinia ssp.*, *Prosopis ssp.*, *Alnus ssp.* och *Eleagnus ssp.* undersökts för deras förmåga att fixera kväve (Smith m.fl., 2012), varav ett försök utfört i Oregon, USA, utav Seiter m.fl. (1995) påvisade att 32-58 procent av det tillgängliga kvävet för majs i ett alléodlingssystem kom från kväve fixerat av *Alnus rubra* (Jose m.fl., 2004; Smith m.fl., 2012), liksom att överföringen av kväve från träden minskade med större avstånd från dem (Jose m.fl., 2004).

Örtartade baljväxter i agroforestrysystem är också kapabla att fixera stora mängder kväve, varav årlig kvävefixering på betesmarker i tempererade klimat har kunnat överskrida 350 kgN/ha, men även om överföring av kväve från örtartade växter till träd är möjlig, är det dock en långsam process vilken kan kräva flera år för tillräcklig mängd kväve för att påverka tillväxten hos träden (Jose m.fl., 2004).

Trädens inverkan på jordens egenskaper har studerats på många håll i världen. Prov som togs intill träden *P. Trichocarpa x deltoides* i ett silvoarablesystem under 90-talet, Buckinghamshire, England, hade högre nivå av SOM och täthet av insekter jämfört med prov som togs bland grödorna mellan trädraderna, troligtvis på grund av att de senare var utsatta för regelbundna odlingsåtgärder, hade lägre omsättning av nedbrytbart biologiskt material,

liksom att det var mindre förekomst av trädrötter (Park m.fl., 1994). I ett annat försök utfört 2006 i norra Missouri, USA, påvisades att jord under träd (*Quercus palustris* Münchh.) etablerade 1991 i ett alléodlingssystem hade bättre kol- liksom kvävehalter, stabilare aggregering och högre enzymaktivitet ihop med mikrobiell diversitet jämfört med den från grödor emellan trädraderna, vilket genererade bättre kvalité av jorden utefter nämnda parametrar (Udewatta m.fl., 2008). Vidare påvisade en annan studie, utförd 2000-2004 på Costa Rica att trädet *Erythrina poeppigiana* gav jorden (0-5 cm djup) inom radien 1 meter från stammen i det konventionella kaffeodlingssystem, något högre kväve- och kolkoncentrationer jämfört med längre ifrån (>1 m), ev. pga. tillförseln av skörderester från trädet (Payán m.fl., 2009).

Baserat på tillgänglig forskning inom högintensiva agroforestrysystem i tempererade klimat anses integrerandet av träd bland monokulturer dessutom enligt Smith m.fl. (2012), eventuellt kunna främja mykorrhiza, åtminstone i och med ökat utbud av lämpliga värdar för svampen. Mykorrhizasvamparna delas huvudsakligen in i de två grupperna: arbuskulära mykorrhizasvampar (AM) liksom ektomykorrhizasvampar (EM), vilka anses ha sina respektive olika värdväxter och anses docka med växternas rötter på sina respektive två olika sätt, varav AM rapporterats slå sig samman med de flesta örtartade angiospermerna, som också inkluderar de flesta jordbruksgrödorna (Taiz & Zeiger, 2010). Allen m.fl. (1995) skrev dock redan omkring tjugo år sedan att AM verkar vara generalister när det kommer till värdväxter, medan EM uppvisar högre precision i valet av värdväxter, varav författarna genomgående i sin artikel associerar träden på många håll i världen till både AM och EM, samtidigt som de aldrig associerade EM direkt, till örtartade växter.

Smith m.fl. (2012) skriver att AM förbättrar näringsupptag och tillväxt för dess värdväxter, ihop med bättre jordaggregering, bättre jordstabilitet, liksom ökar nedbrytningen av organiska rester, samtidigt som aktuella svampar också kan förbättra skörden, samt minska behovet av konstgödsel (Smith m.fl., 2012). Jose (2009) trycker specifikt på den eventuella förmågan av de samma att öka bidraget av fosfor liksom att förbättra tillväxten, även av de grödor som odlas ihop med träden och Taiz & Zeiger (2010) menar att just AM rapporterats öka aktuell värdväxts absorption av fosfor med upp till fyra gånger. De senare skriver att just AM därutöver uppenbarligen kan påverka vattenflödet mellan växt och jord, vilket visat sig kunna vara positivt för växten under torkstress, liksom att EM istället tros ha förmågan att hydrolisera fosfor direkt ur organiska växtdelar under nedbrytning i jordens övre lager, vilket aktuell värdväxt senare på ett eller annat sätt kan erhålla.

Upptag av energi i organismer

Lähäcker bidrar också till att öka effektiviteten av näringsomsättningen hos ev. boskap intill, genom dess skyddande effekt (Ellis m.fl., 2000). Se rubriken mikroklimat/djur.

Vattenflöden i ekosystemet

Vissa djuprotade träd (Jose m.fl., 2004) kan med hjälp av sina relativt djupa rotsystem återföra vatten från horisonter djupare ned till torrare ytligare sådana, i och med en speciell funktion; det s.k. "hydrauliska lyftet", varvid vatten då ev. kan bli tillgängligt för växter vars rotsystem är begränsade till ytligare horisonter (Eichhorn m.fl., 2006; Jose m.fl., 2004). Det finns, enligt Jose m.fl. (2004) även bevis för att träd som bidrar med funktionen hydrauliskt lyft kan ha väsentligt positiv inverkan på ekosystemets produktivitet, dess näringscirkulering liksom dess vattenbalans. Dessutom menar Cerdán m.fl. (2012) att trädens lövverk har positiv inverkan på bevarandet av vatten genom att under tider av regn, begränsa den direkta kontakten av mängden vattendroppar med jorden, på så sätt att lövverket tillåts filtrera det sammanlagda flödet in i systemet, vilket reducerar mängden vatten per tidsenhet ned i jorden. Kaffebönder som intervjuades på Costa Rica tog ställning till olika trädarters betydelse för respektive kaffeodling delvis utifrån hur mycket dessa inverkade på inlagring av vatten i odlingssystemet (Cerdán m.fl., 2012). Vidare fanns det en förståelse för olika trädarters respektive vattenbevarande kapacitet, genom att intill spatialt avgränsade vattenresurser välja de sorts träd vilka bäst bevarade vattnet i jorden, varav somliga arter kunde verka negativt på vattentillgången genom att exempelvis relativt snabbt förbruka tillgängliga resurser (Cerdán m.fl., 2012).

Potentiella träd som kan användas i lähäckar

Bok

När skogarna fälldes i stor omfattning över Europa sparades dock vissa sorts träd i landskapen, som exempelvis Bok (*Fagus Sylvatica*), på grund av intressen för dess produktion av ollon, tillsammans med andra delar av trädet som användes till djurfoder (Eichhorn m.fl., 2006). Boken är vidare, enligt (Jönsson, 1992; Bärning m.fl., 2003) numer ett av de vanligare träden som utgör skogar i Skåne, fram till åtminstone slutet av nittioalet.

Ek

Även ek (*Quercus robur*) sparades till viss omfattning i avskogade arealer över kontinenten; även dessa delvis för produktion av ollon, ihop med andra delar, tillägnade djurfoder (Eichhorn m.fl., 2006). Eken utgör numer också liksom bok, en av de mer vanligare byggstenarna vilka fram till åtminstone slutet på nittioalet, utformat skogar i Skåne (Jönsson, 1992; Bärning m.fl., 2003), varav hamlade grenar från trädet kan användas för produktion av ved, träkol, liksom för foder under vintern (Eichhorn m.fl., 2006). Ek inom de så kallade *Dehesasystemen* i Spanien liksom Portugal är speciellt erkända bland träd för att generera bra foder i och med dess löv (Eichhorn m.fl., 2006). Vidare utgör Ek ett habitat för flera hundra olika insekter i deras larvstadium (Ehnström, 2011). *Qercus* har dessutom rapporterats ha förmågan att generera det s.k. hydrauliska lyftet med potential att kunna utnyttjas inom agroforestry, dock fanns det åtminstone för tio år sedan inga vetenskapliga bevis för bidragande positiv effekt i just agroforestrysystem i tempererade klimat (Jose m.fl., 2004). Slutligen kan nämnas att Ek även odlas i många alléodlingssystem på grund av deras

höga kvalitet av virke (Ellis m.fl., 2000), exempelvis i England (*Q. robur*) för dess virke till möbler (Eichhorn m.fl., 2006). Se även sida 46 för jordfrämjande egenskaper.

Tall

Precis som *Quercus*, har släktet *Pinus* rapporterats ha förmågan att generera det s.k. hydrauliska lyftet; också med potential att kunna utnyttjas inom agroforestrysystem, dock fanns även i detta fall tio år sedan inga vetenskapliga bevis för eventuell bidragande effekt i tempererade klimat (Jose m.fl., 2004).

Salix

Somliga, om inte alla arter inom Salixsläktet är relativt lätta att föröka och används ofta på ostabila sluttningar utifrån deras snabba tillväxt, tolerans för översvämningar (speciellt under omständigheter av vattenmättad mark), genererandet av hög transpiration (vilket bidrar till att dra mycket vatten ur marken), deras stora rotsystem inklusive jämnt fördelade finrötter vilka kan stabilisera stora jordmassor, samt slutligen pga. skuggan liksom möjligheten för foder, träden för med sig. Träd inom släktet passar också bra på annars svårödlad mark utifrån anledningar som erosion eller vattenmättnad, vilket då gör att trädet kan generera inkomst även på denna yta, exempelvis som energiskog (Smith m.fl., 2012). Se även sida 21-22 för medicinska syften, liksom sida 33 ang. trädets potential inom fytoeremidering. Se även säljens stora värde för biodiversiteten på sida 79, 80.

Poppel

Popplar växer oftast på fuktiga, vattenmättade jordar längs vattendrag eller på sandiga liksom på andra sätt väl-dränerade marker, då istället med hög grundvattennivå som förser trädet med vätska året runt enligt Reisner m.fl. (2007), vilka utgår från *Populus deltoides*. Denna art har enligt de senare använts i många korsningsprogram över hela världen inom förökningsindustrin, delvis i.o.m. genererandet av snabbväxande kloner (Reisner m.fl., 2007). Eichhorn m.fl. (2006) menar att silvoarablesystem med just korsade popplar i Europa startade i norra Italien, varifrån aktuell tillämpning sedan spreds norrut över kontinenten. Precis som ang. Salixsläktet anser Smith m.fl. (2012) att popplar har potentialen att kunna odlas som biobränsle i form av energiskog, varav författarna menar att popplar dessutom genererar passande timmer om träden hanteras ordentligt. Därutöver trycker Eichhorn m.fl. (2006) på potentialen hos somliga träd inom en rad silvoarablesystem i Europa, att generera timmer av hög kvalitet, som delvis inkluderar popplar från Italien.

Al

Kvävefixerande träd och buskar som finns i de tempererade zonerna inkluderar träd från släktet *Alnus* (Jose m.fl., 2004).

Robinia

Robinia har enligt Whitefield (2010) sedan länge används som prydnadsträd och kan enligt Smith m.fl. (2012) produceras för bioenergi. Trädet kan också nyttjas för fixering av kväve (Jose m.fl., 2004). Eichhorn m.fl. (2006) skriver att på en gård i Aude, Frankrike, odlas *R. pseudoacasia* L., för produktion av timmer ihop med spannmål, med målet att trädet ska

reducera behovet av införd gödsel. Den aktuella arten kan med fördel också odlas på relativt oproduktiv mark för att bringa inkomst även därifrån (Smith m.fl., 2012)..

Ask

Precis som Bok och Ek, blev även Asken (*Fraxinus ssp.*) mer eller mindre bevarad på annars avskogade arealer över Europa, pga. dess kvistar för hamling och i England odlas *F. excelsior* i alléodlingssystem för dess virke tillägnat möbler (Eichhorn m.fl., 2006). Ellis m.fl. (2000) belyser odlingen av Ask i alléodlingssystem inom tempererade klimat generellt, för dess ekonomiska värde utifrån genererandet av högkvalitetstimmer. Se även sida 38 för främjandet av naturliga fiender.

Körsbär

Reisner m.fl. (2007) skriver att åtminstone Sötkörsbär (*P. avium*) finns att hitta på många sorts ståndorter i Europa, som inkluderar utkanter av skogar eller i häckar, liksom skriver att trädet växer till en ekonomisk försvarbar nivå även på något kallare ståndorter än *J. regia*. Körsbär behöver i regel djup, fuktig jord för god tillväxt (Reisner m.fl., 2007). Trädet kan användas för att producera både årliga skördar av frukt och slutligen till att producera timmer, eller ved (Eichhorn m.fl., 2006), varav efterfrågan var stor omkring nittiotalets början efter körsbär enligt Reisner m.fl. (2007) på grund av dess finmönstrade virke. I England odlas trädet i alléodlingssystem ihop med grödor eller baljväxter, för dess virke till möbelindustrin (Eichhorn m.fl., 2006). Somliga av träden *P. avium*, *Q. robur*, liksom *F. excelsior* inom nämnda alléodlingssystem i England, ovan, tas upp ur raderna relativt tidigt och säljs som skönhetsväxter ämnade för ex. parker eller trädgårdar (Eichhorn m.fl., 2006).

Malus ssp. och Pyrus ssp.

Eichhorn m.fl. (2006) skriver att päron (*Pyrus communis* L.) och äpple (*Malus domestica* Borkh.) använts i dubbelt syfte i Centraleuropa inom agroforestrysystem; först för produktion av frukt och slutligen produktion av timmer.

Ekonomiska fördelar

Produktion

En ekonomisk fördel med träd på arealen är att dessa bidrar till flera säljbara produkter (Eichhorn m.fl., 2006; Smith m.fl., 2012; Whitefield, 2010; Montagnini m.fl., 2013; Reisner, 2007), vilka när de odlas på en och samma yta i höjdlad, vidare också kan öka den potentiellt möjliga avkastningen utifrån att bonden då kan erhålla flera produkter från den samma, vilket innebär en i jämförelsevis högre totalproduktion inom odlingssystemet som helhet gentemot en monokultur (upp till fördubbling under optimala förhållanden), även om andelen huvudsaklig produkt (den ettåriga grödan) minskar (Whitefield, 2010). Eichhorn m.fl. (2006) ger ett exempel på nyttjandet utav grödor mellan häckarna för maximal avkastning, medan Montagnini & Nair (2004) tipsar om att använda beskärningsrester från träden till försäljning i form av biobränsle som en annan inkomstkälla och Ellis m.fl. (2000) nämner djurskötsel ihop med träd för virke, som ytterligare ett annat sätt att sprida

inkomsterna i företaget. Montagnini m.fl. (2013) menar vidare att etablerandet i form av lähäckar kvalificerar sig som möjlig utformning av aktuellt odlingssystem för att kunna bredda antalet olika säljbara produkter och tipsar också om de sociala fördelarna träden för med sig. Benjamin m.fl. (2000) vilka försökt kalkylera fram en mer nyanserad bild av utsikterna från bedrivandet av agroforestry, i Nordmellersta USA (Midwestern USA), trycker dock på vikten av djup kunskap hos bonden liksom parametrar om platsen i sig, för att aktuella odlingssystem ska vara mer produktiva än monokulturer på jordbruksarealen eller rena trädplanteringar.

Inkluderandet av träd i agrikulturella system kan generera både kortsiktiga (Montagnini m.fl., 2013) och långsiktiga inkomster (Smith m.fl., 2012; Montagnini m.fl., 2013), då grödorna kan generera inkomst medan träden fortfarande är små (Eichhorn m.fl., 2006), samtidigt som vedartade växter också kan odlas i form av energiskog vilka då, även dem, kan generera relativt snabbt återkommande inkomst jämfört med timmer (Smith m.fl., 2012). Dixon m.fl. (1994) menar därutöver att om agroforestrysystemet är tillräckligt mångskiftande i genererandet av produkter ihop med regelbundna skördar av dessa, som exempelvis växter till bränsle eller fibrer, kan bonden erhålla inkomst årligen. Enligt Smith m.fl. (2012) påvisar flera olika studier också att en diversifiering i flera sorters produkter gör i sin tur odlingssystemet som helhet mindre känsligt gentemot priser på marknaden, samtidigt som det aktuella vägvalet enligt Lundberg & Moberg (2008) är ett sätt för att öka säkerheten att få odlade produkter sålda.

Idag ligger det även i många människors intressen att ekonomiskt stödja markägare och bönder, mer eller mindre, beroende på vilka styrningar av arealen som utförs, gentemot vilka typer av processer som befrämjas inom ekosystemet i stort (Cerdán m.fl., 2012). Exempelvis har en rad regionala liksom nationella program i Centralamerika, som PES eller anammandet av certifierad kaffeodling, bidragit med incitament för kaffeodlare där att främja flera ekosystemtjänster förutom att just producera kaffe. Flera kaffebönder i Costa Rica har börjat producera certifierade former av handelsvaran för erhållandet av det ökade värdet på aktuellt sålt kaffe (Cerdán m.fl., 2012). Det nyligen etablerade intresset för CDM (Clean Development Mechanism) under Kyotoprotokollet erbjuder likaså enligt Jose m.fl. (2009) ekonomiska vinster; då genom kolinbindning, med hjälp av agroforestrysystem och kanske är samhället villigt att betala för ytterligare befrämjande av de biologiska processerna som genereras av odlingssystemet.

Etableringskostnader

Enligt en studie tillägnad specifika delar av Spanien utav Fernández-Núñez m.fl. (2007), med målet att redogöra för bl.a. etableringskostnaderna utav skogsplanteringar, öppna jordbruksytor liksom silvopasturalsystem på det aktuella området, skulle kostnaderna för etablering för just silvopasturalsystem vara högre än för skogsbruk respektive jordbruk, dock menade samtidigt författarna att inom en 30-årsperiod skulle per hektar sett, produktionen vara större i silvopasturalsystemet, jämfört med de båda alternativen. Smith m.fl. (2012) skriver att de aktuella odlingssystemen genererar långsiktiga inkomster, samtidigt som

etableringen av träd på arealen också kan bidra till att tjäna igen kostnaderna för etableringen snabbare jämfört med rent skogsbruk. Därutöver påvisade Shively m.fl. (2004) under ett försök på Filippinerna, att etableringen av agroforestry på platsen var billigare jämfört med trädplanteringar, i och med återskogande syfte av platsen.

Insatsmedel

Resurser in i odlingssystemet kan reduceras vid en vegetativ diversitet på arealen (Lundberg & Moberg, 2008) om etableringen görs på ett bra sätt, pga. att ekosystemtjänsterna vid optimal spatial etablering kan främjas nog att reducera införsel av dessa, liksom kan även öka odlingens motståndskraft mot klimatförändringar (Lundberg & Moberg, 2008).

Whitefield (2010) menar att ju mer odlingssystemet efterliknar just skogens ekosystem, desto mindre införsel av externa resurser behövs. Exempelvis kan appliceringen av kväve till växter i anslutning till träden minskas pga. trädens regenerering av näring i systemet och de kan ev. samtidigt minska utsläpp av dikväveoxid då ev. mindre syntetisk gödsel behöver tillverkas (Smith m.fl., 2012). Träd för vidare med sig besparingar inom djurproduktion (Smith m.fl., 2012; Jose, 2009) i och med minskad vindavkylning (Jose, 2009). Vilda djur kan också bidra i och med en ökad biodiversiteten på arealen, vilket kan minska införseln av bekämpningsmedel (Lundberg & Moberg, 2008). Odlingssystem med en blandning av växter ihop med djur, jämfört med specialiserade, är vidare mindre känsliga för förändringar gentemot priset på insatsmedel (Ryschawy m.fl., 2012).

Skötsel

Den viktigaste styrkan med perenna växter är att de i regel behöver relativt lite skötsel efter etablering jämfört med annuella växter, som varje år behöver omfattande arbetsinsatser (Whitefield, 2010). Eichhorn m.fl. (2006) utlyser dock ett varningens ord; nämligen att den relativt djupa erfarenheten som byggts upp kring dylika odlingssystem i tropiska klimat tyder på att de kan vara relativt arbetsintensiva.

Begränsningar

Konkurrens

Produktiviteten i odlingssystemet baseras på interaktionerna mellan de aktuella växterna i förhållande till rådande yttre omständigheter (Smith m.fl., 2012), varav olika arter kan ha olika behov av de resurser som finns tillgodo omkring dem spatialt sett, delvis inom speciella tidsramar eller i vissa mängder och varje art innehåller sina egna strukturella liksom biologiska tillvägagångssätt att erhålla dessa (Jose m.fl., 2004). De växter vilka utnyttjar resurser på samma sätt, under samma tidsramar, från samma spatiala källa kommer konkurrera med varandra (Jose m.fl., 2004) och det har länge varit känt att lähäckar konkurrerar med andra växter (Bird, 1998), varav konkurrens mellan gröda och träd, kan leda till reducerade skördar i jämförelse med monokultursystem (Smith m.fl., 2012). Detta är mer regeln, snarare än undantaget i systemet mellan interagerande arter (Jose m.fl., 2004).



Bild 1. Etablerad lähäck. Uppmärksamma också högspänningsledningarna ovan häcken. Foto av Lars Törner. Bilden är publicerad med tillåtelse av Lars Törner.

Ljus

Jämfört med i ex. tropiska klimat (Eichhorn m.fl., 2006) kan det i tempererade sådana vara svårt för relativt låga växter att erhålla tillräckliga mängder ljus för att nå ekonomiskt lönsam avkastning, när de samodlas med skuggande träd (Smith m.fl., 2012; Eichhorn m.fl., 2006; Jose m.fl., 2004), speciellt i norra delarna av Europa, pga. det låga ljusinflödet på dessa breddgrader (Eichhorn m.fl., 2006). Beskuggning leder till försämrade fotosyntes hos berörda växter (Bird, 1998) som i sin tur ev. kan reducera potentiell skörd från dessa (Jose m.fl., 2004; Smith m.fl., 2012). Detta beror på att tillväxt utav biomassa delvis är beroende av andelen så kallad fotosyntetiskt aktiv strålning (PAR) (Jose m.fl., 2004). Dock svarar olika arter olika mycket på förändringar i solinstrålningen (Bird, 1998) vilket bottnar i deras inbördes specifika effektivitet att omvandla ljuset till användbar energi (Jose m.fl., 2004) ihop med effektiviteten hos somliga enzym i respektive växt att vidare fixera aktuell energi i och med syntetiseringen av kolhydrater (Taiz & Zeiger, 2010).

Det finns samtidigt en rad försök som redogör för positiva svar från skuggade grödor (Jose m.fl., 2004), bland annat från ett försök utfört i Missouri, USA, 1994-1995, varvid baljväxterna *Desmodium canescens* och *D. paniculatum* hade högre torrsvikt vid 50% respektive 80% skugga, jämfört med fullt solsken, medan somliga gräsarter påvisade stark hårdighet gentemot skugga (Lin m.fl., 1999). Under ett försök i Arkansas, USA, 2000-2002, påvisades att produktiviteten hos hundäxing (*Dactylis glomerata*) samodlad i ena fallet med *Pinus taeda* gjorde växten mer motståndskraftig jämfört med i öppet fält (Burner, 2003). Ännu en studie utförd i Arkansas, USA, 1999-2000, vilken ämnades studera påverkan av varierande avstånd mellan rader av *P. taeda*, på en blandad vall, huvudsakligen bestående av (*Festuca arundinacea* Schreb.) och (*Cynodon dactylon* L.), påvisade att tillväxt av vallen inte reducerades vid avstånd över 4,9 m mellan trädraderna, medan radavstånd under 4,9 m hade en stark reducerande effekt av ljusgenomsläppligheten, liksom tillväxt (Burner & Brauer, 2003). Samma studie konkluderade dock samtidigt att vallen hade allt högre råproteinhalt, nivåer av Ca, K, och P, ihop med allt lägre spjälkbarhet pga. tjockare cellväggar, hand i hand med tätare avstånd mellan trädraderna (Burner & Brauer, 2003).

Vatten

Träd konkurrerar med andra växter om vatten vilket i sin tur kan sänka den allmänna produktiviteten i odlingssystemet om det råder omständigheter av exempelvis torka (Eichhorn m.fl., 2006), varav den bestämmande faktorn som avgör till vilken grad vatten kommer begränsa produktiviteten, är i slutändan nederbördsmönstren för aktuellt område, speciellt i frånvaro av bevattning (Jose m.fl., 2004). Konkurrensen blir mer intensiv mellan växterna i takt minskad tillgänglighet av resursen i marken, varav vattenstress har visat sig leda till stora begränsningar av växthöjd, liksom lövyta (Jose m.fl., 2004). Jose m.fl. (2004) nämner också att trädrötter i flera olika klimat, delvis i tempererade, iakttagits vara centraliserade kring de första trettio centimetrarna i jordhorisonten.

Ett flertal studier har undersökt dynamiken kring vattenstress i specifika agroforestrysystem. Under ett försök inom ett alléodlingssystem i Missouri, USA, utfört 1997-1998 + registrerad stamdiameter under 1999, bestående av majs och *Acer saccharinum* L. konstaterades konkurrens om vatten sänka skörden av majs, samtidigt som en fysisk barriär i jorden mellan grödor och trädrader istället genererade en ökning av resursen vilket resulterade i högre skörd av majs från somliga rader i allén (Miller & Pallardy, 2001). Vidare, från ett försök utfört under 4,5 år (1991-1996) i Machakos, en del av Kenyas högländ, vilket åsyftades studera konkurrens mellan delvis majs (*Zea mays*) och Silvergrevillea (*Grevillea robusta*) om vatten och näring (Lott m.fl., 2000) påvisades enligt (Montagnini & Nair, 2004) konkurrensen leda till att träden i monokultur erhöill 1,2 gånger mer biomassa jämfört med dem som samodlades med majs, samtidigt som rent bestånd av majs ackumulerade mellan två till tolv gånger mängden biomassa, jämfört med de som samodlades med träden. Lott m.fl. (2000) diskuterar argument för att vatten kan anses vara den starkaste begränsande faktorn för tillväxten. Även under ett försök utfört i Florida, USA, genomfört 2001, inom ett alléodlingssystem bestående av bomull *Gossypium hirsutum* L. och pekanträd *Carya illinoensis* K. Koch., presenterade författarna information ang. att konkurrens om vatten, var den begränsande faktorn för produktiviteten i odlingssystemet i en rad olika klimat (Wanvestraut m.fl., 2004).

Näring

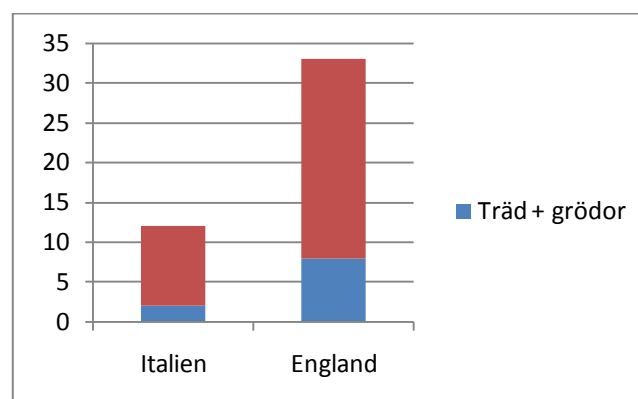
Jose m.fl. (2004) menar med uppbackning av litteratur att fram till åtminstone 2004 var det relativt få studier som gjorts ang. konkurrens om näring i agroforestrysystem i tempererade klimat. Dock menar de samma att utebliven applicering av gödsling i agroforestrysystem i sådana klimat förmodligen leder till reduceringar i skörden inom de flesta av dessa pga. konkurrens mellan växterna. Exempelvis rekommenderade Miller & Pallardy (2001) från försöket 1997-1998, nämnt ovan, en grundgödslingsgiva enligt standardvärden av kväve för majs för att i sin tur undvika konsekvenserna från konkurrensen om ämnet. Under ytterligare ett försök utfört inom ett alléodlingssystem i Indiana, USA, 1996-1997, med växterna *Juglans nigra* L., *Quercus rubra* L. och *Zea mays* L., antogs att trädraderna utnyttjat mycket av det tillgängliga kvävet i jorden, innan majs planterades, vilket kallade på nödvändigheten av tillfört kvävegödselmedel för majsen, dock var inte konkurrensen mellan arterna om den

tillförda gödseln så intensiv den antogs vara innan försöket (Jose m.fl., 2000). Bird (1998) refererar därutöver till (Altena, 1978) vilken i sin tur skrev om skördereduceringar med upp till 10 procent av rajgräs inom avståndet 8-10 meter på båda sidor av en lähäck i Holland, vilket enligt Bird (1998) till viss del troligtvis berodde på dålig precision av gödslingen. Enligt Jose m.fl. (2000) ska det dock tilläggas att brist på kunskap gjort att trädens roll som återvinnare av näring ofta förbises i tempererade alléodlingssystem.

Det råder därutöver svårigheter att redogöra för hur länken mellan konkurrens om vatten och näring, påverkar växter (Smith m.fl., 2012; Jose m.fl., 2004) liksom vilken av de två parametrarna som är den begränsande faktorn i tempererade klimat (Jose m.fl., 2004). Under försöket utfört av Jose m.fl. (2000) ovan, diskuterades dock möjligheten att trädens konkurrens om vatten förmodligen resulterat i relativt lägre ackumulerad biomassa för majs i alléerna, vilket i sin tur kan ha minskat näringsupptaget utav de senare.

Ålder

Interaktionen mellan träd och andra växter i odlingssystemet anses förändras över tid varav de olika arterna i början kan komplettera varandra relativt bra, men så småningom, vartefter träden blir större, uppstår konkurrens med andra växter om resurser (Jose m.fl., 2004; Smith m.fl., 2012). Dessa egenskaper kan i flera agroforestrysystems unga åldrar ev. generera extra goda skördar, jämfört med aktuella växter skiljda i monokulturer, dock kommer konkurrensen med tiden att öka vilket då istället leder till mindre skörd (Jose m.fl., 2004). Odlingssystem med träd i rader räknas inte som lönsamma från det att trädens höjd överstiger bredden mellan trädraderna (Eichhorn m.fl., 2006). Situationen kan dock lindras om avståndet mellan trädraderna ökas relativt mycket (Eichhorn m.fl., 2006). Detta styrks indirekt även av Mary m.fl. (1999) liksom helt av Benjamin m.fl. (2000), som ansåg att radavstånd på 12, 2 m var mer produktivt än 8, 5 meter mellan raderna av valnöt, liksom ansåg att rotbeskrning av träden beroende på omständigheterna kunde förlänga perioden med synergieffekt mellan de olika arterna i odlingssystemet.



Figur 2. Staplarna visar ett par exempel på totala slutavverkningstider liksom hur många år träden odlas ihop med andra växter, i respektive aktuella alléodlingssystem i två olika länder. Figuren baseras på information från Eichhorn m.fl. (2006) och Mary m.fl. (1999).

I Campania, Italien, förekommer ofta samodling av grönsaker ihop med Valnöt och *C. avellana* L., vari träden pga. den näringsrika jorden växer relativt snabbt, som tillåter samodling av växterna åtminstone ett fåtal år (Eichhorn m.fl., 2006). I Poslätten (Po valley), Italien, samodlas grödor som majs eller sojaböner ihop med hybridpopplar under 2 år av en totalt 10 år odlingscykel av träden, som dock kan sänkas till 7, beroende på fertiliteten (Eichhorn m.fl., 2006). Mary m.fl. (1999) refererar dock till fruktträdgårdar i Dauphiné, Frankrike, bestående av Valnöt (*J. Regia*), vari samodlingen med ex. majs istället förlängdes hand i hand med ökad fruktbarhet i odlingssystemet. Under 50-talet började hybridpopplar odlas i England för produktion av tändstickor, vilka samodlades med grödor de första åtta åren, varav dessa det nionde året ersattes av en gräs-klöverbull, varvid alléerna sedan fungerade som betesmark till dess att popplarna fälldes vid 20-25 årsåldern (Eichhorn m.fl., 2006). Mary m.fl. (1999) nämner att de flesta fruktträdgårdar med Valnöt i Dauphiné, delas in i tre huvudsakliga faser; varav samodlingsväxterna upp till de tio första åren utgör de den enda inkomsten, sedan genererar båda arterna inkomst under en tid, varav samodlingsväxterna slutligen tas bort varpå endast inkomst kommer från träden. Mindre träd som ex. *M. domestica* eller buskar som *Ribes ssp.* samodlades dock somliga gånger tillsammans med andra växter i över 12 år (Mary m.fl., 1999). Se figur 2.

Allelopati

Vissa svampar (Smith m.fl., 2012) och växter (Jose m.fl., 2004; Smith m.fl., 2012) inkl. träd, har påvisats kunna utsöndra allelopatiska ämnen (Jose m.fl., 2004; Bird, 1998; Smith m.fl., 2012) vilka kan påverka andra organismer, exempelvis växter; ört- som vedartade (Bird, 1998; Jose m.fl., 2004; Smith m.fl., 2012) negativt (Smith m.fl., 2012), genom inverkan på groningen, utveckling, reproduktion, tillväxt liksom utspridning (Jose m.fl., 2004; Smith m.fl., 2012). Träd har påvisats utsöndra dessa kemikalier delvis från bladen, som via regn verkar i jorden nedanför grenverket (Bird, 1998), liksom via rotexudering (Bird, 1998; Jose m.fl., 2004; Smith m.fl., 2012). Verkningsgraden från dessa kemikalier beror på en rad faktorer som exempelvis vilken komposition, ihop med den frekvensen de frigörs i, eller hur länge molekylerna tillåts verka utifrån gällande omständigheter (Jose m.fl., 2004).

Det finns ett antal vetenskapligt verifierade fall av förekommande allelopati inom agroforestrysystem i tempererade klimat med precision nog att reducera skörd, varav *J. nigra* och Pekanträd utgör två av de mest studerade träden i dessa klimat (Jose m.fl., 2004). De båda utsöndrar samma huvudsakliga molekyl i och med konkurrens med andra växter, vilket är ett fenoliskt ämne, på engelska kallat juglone (Smith m.fl., 2012; Jose m.fl. 2004; Jose & Gillespie, 1998) eller inom den organiska kemin för 5-hydroxy-1, 4-napthoquinone (Jose & Gillespie, 1998; Jose m.fl., 2004). Flera försök med ämnet har påvisat dess förmåga att inhibera tillväxt och överlevnad av ett antal örtartade liksom vedartade växter (Jose m.fl., 2004; Smith m.fl., 2012), varav *J. nigra* enligt Jose & Gillespie (1998) har iakttagits påverka ett antal grönsaker, prydnadsväxter, frilandsväxter, liksom flera vedartade växter. De senare studerade även effekten av juglone på hydroponiskt odlad *Zea Mays* L. och sojaböna (*Glycine*

max L. Merr.) utifrån olika koncentrationer av ämnet, varav både skott- liksom rottillväxt inhiberades hos båda växterna; rötter mer än skott, vid koncentrationer på 10^{-5} och 10^{-4} M (Jose & Gillespie, 1998).

Dock råder nödvändigtvis inte så höga koncentrationer i jorden på fältet (Jose & Gillespie, 1998). Juglone som förekommer i marken kan dessutom oxideras till en oaktiv form, exempelvis i och med tillräckligt låg fältkapacitet (Jose m.fl., 2004). Dessutom har somliga örter och gräs (Jose m.fl., 2004) (ex. *Festuca arundinacea*) påvisats utöva allelopati gentemot containerodlade pekanträd (*Carya illinoensis* Wangenh. C. Koch 'Giles'), varifrån bl.a. relativt hög reduktion av biomassa hos försöksträd, gentemot träd i kontrollen konstaterades, i och med applicering av lakvatten innehållande allelopatiska ämnen från aktuella växter (Smith m.fl., 2001). Det finns också litteratur ang. tropiska allelopatiska träd, vilka i och med deras nedfallna löv sänkt skadtrycket från patogener för jordbruksväxter intill, men liknande exempel inom agroforestrysystem i tempererade klimat hade fram till åtminstone 2004 inte konstaterats (Jose m.fl., 2004).

Ekonomi

Begränsningen av kapital i förhållande till höga etableringskostnader, liksom krävande hantering av systemen, är de största anledningarna till att odlingssystem med träd inte tillämpas enligt Montagnini m.fl. (2013). Vidare menar T. Råberg (2014) pers. komm. att för Sveriges del utgör begränsningar av kunskapen kring potentiella vedartade växters ekonomiska lönsamhet en tydlig utmaning. I sin ansökan för ekonomiskt anslag från Ekhagstiftelsen för fortsatt genomförande utav studerandet av agroforestrysystem på ett antal gårdar i Sverige; numer också godkänt av den samma (Ekhagstiftelsen, 2014), trycker Björklund (u.å.) på vikten att förstå dylika parametrar för att inte minst kommersiella odlingssystem ska kunna axla en tillräcklig livsmedelsförsörjning.

Förebyggande åtgärder

Det är i slutändan den aktuella platsen ihop med de lokala omständigheterna runtomkring odlingen som kommer avgöra hur väl erhållen skörd ekonomiskt kan rättfärdiga potentiellt stöttande utav ekosystemtjänster; varav somliga parametrar att ta hänsyn till är klimat, höjd liksom lutning av landskapet, jordegenskaper, ihop med lokala lönesättningar (Cerdán m.fl., 2012) och det är enligt Whitefield (2010) viktigt att studera platsen där träd ska etableras åtminstone i ett år, för att erhålla nog med information om ståndorten, innan plantering inleds. Genom att styra tillgången av vatten, sol liksom näring genom aktuell utformning av odlingssystemet kan särskilda interaktioner mellan systemets delar erhållas så att de olika arterna lättare kan leva med varandra, i och med att utnyttja respektive växters tillvägagångssätt att erhålla nödvändiga ämnen (Jose m.fl., 2004). Med målbilden att forma odlingssystemet så att varje art erhåller resurser från olika spatiala källor (Jose m.fl., 2004) bör en mindre yta med tillräckligt underhåll och fler växtarter kunna generera mer än en större yta med monokultur och bristfällig skötsel kan göra (Whitefield, 2010).

Ljusbrist kan lindras genom rätt sorts underhåll ihop med en bra etableringsmodell inom odlingssystemet för aktuella växter (Jose m.fl., 2004), exempelvis genom att använda träd med långt utvecklade lövverk under andra delar av säsongen än resterande växter på arealen (Cannel m.fl., 1996). Ask kan enligt Whitefield (2010) rekommenderas på betesmarker då dess lövverk först slår ut när gräs redan vuxit till och släpper senare ändå igenom relativt mycket ljus. Även vattenbrist kan hanteras genom optimala spatiala etableringsmönster mellan träden (Cannel m.fl., 1996). Det har enligt Bird (1998) fram till åtminstone slutet av nittiotalet vidare visat sig svårt inom flera studier att precisera vindens påverkan av undersökta arealer, dock menar den samme att riktning utav vind i förhållande till den hos aktuell häck kommer vara en väsentlig faktor för upplevda resultat. Exempelvis rekommenderar Jönsson (1992) vid omständigheter vid vinderosion att orientera raderna på fältet vinkelrätt gentemot vinden.

Trädarters respektive rotbeteende påverkar den spatiala volymen av potentiell konkurrens med andra rotsystem, varav vissa nordamerikanska arter har uppvisat en påverkan inom ca 10 meter från häckar enligt Bird (1998) som också definierar ytan upp till två gånger häckars höjd från stambasen som den konkurrerande zonen för dessa. Hur än aktuell situation förhåller sig har flera arter enligt Jose m.fl. (2004) påvisats utöva en viss plasticitet till förändringar utav näringstillgång liksom hinder i jordvolymen, vilket därutöver påvisats utnyttjats för reducerad konkurrens med andra växters rotsystem. Vidare kan nämnas att även om konkurrens mellan träd och andra grödor förekommer, trycker Eichhorn m.fl. (2006) på trädens tidigare nämnda förmåga att regenerera näring, vilket stärker näringsflödet i systemet.

Det är också viktigt att välja rätt trädarter för den aktuella ståndorten (Whitefield, 2010; Reisner m.fl., 2007), varav de senare anser detta vara det allra viktigaste under etableringsfasen av odlingssystemet och trycker på parametrar som jordbetingelser liksom klimat, under beslutsprocessen, medan Eichhorn m.fl. (2006) vidare preciserar att ett klokt val kan minska antagonistiska effekter mellan aktuella växter i odlingssystemet. Whitefield (2010) trycker speciellt på vikten av att använda inhemska växter utifrån optimalt stöd från omgivningen då dessa är anpassade till sina respektive ståndorder, istället för att försöka etablera främmande importerade växter med tvång, vilka är mindre anpassade för platsen. Under ett projekt i Addis Abeba, Etiopien, påvisades frön från många inhemska växter kunna vila länge i jorden och sedan gro på egen hand (Helmfrid, 2012) och växterna brukar vidare på sina ursprungliga ståndorter enligt Whitefield (2010, sida 37) kunna "växa som ogräs", varav densamme menar att trots argument som värdväxter för somliga patogener, är det i regel ingen fara så länge diversiteten av dem är hög, utifrån invand samexistens. Reisner m.fl. (2007) belyser slutligen potentialen att använda *Populus ssp.*, *Juglans ssp.* och *P. avium* i tempererade delar av Europa.

Precis som naturliga ekosystem är produktiviteten av ett agroforestrysystem summan av de olika komponenternas förmåga i det samma att stödja varandra (Jose m.fl., 2004), vilket

kallar för största möjliga synergier ihop med så lite antagonism som möjligt inom odlingssystemet (Jose m.fl., 2004), vilket med tillräckligt effektiv och långsiktig styrning kan generera viktiga ekosystemtjänster (Cerdán, 2012). Whitefield (2010) belyser också möjligheten att reducera både arbetskraft liksom nyttjandet av fossila bränslen genom optimal utformning utav odlingssystemet.

Nödvändigheten av förändringar inom regelsystem och kunskap

CAP – Skogs-/jordbruk

Även om traditionella agroforestrysystem förekommer i Europa; ex. Dehesas och Streuobst, tillämpas inte moderna former av systemet i större skala, delvis pga. CAP (Common Agricultural Policy), vilken åtminstone 2006 inte stödberättigade träd ihop med andra växter på odlingsytan. I stället har bidragen anpassats för antingen skogs-, eller jordbruk (Reisner m.fl., 2007) som enligt Eichhorn m.fl. (2006) varit drivkraften bakom de två näringarnas nuvarande utformningar inom Europa. Exempelvis gav Europeiska rådets förordning 1257/1999/EG (Europeiska rådet, 2004) utrymme för stöd vid plantering av träd på jordbruksmark, men tillät inte stöd för samodling med andra växter på arealen (Eichhorn m.fl., 2006). Därför har näringsidkare inom agroforestrysystem ofta inte erhållit ekonomiskt stöd, eftersom odlingssystemen i fråga i regel inte kvalificerar inom ramarna för någon av de två uppdelade formerna, vilket ingjutit missmod hos potentiella utövare, liksom hos bönder vilka utnyttjat odlingssystemet sedan tidigare (Eichhorn m.fl., 2006).

Reisner m.fl. (2007) menar vidare baserat på deras undersökning att åtminstone silvoarablesystem utifrån dess bidrag till miljön, är berättigade samma stöd som ges till dagens traditionella jordbruks-, liksom skogsbruksmetoder, dock behöver enligt Eichhorn m.fl. (2006) reglerna i bidragssystemen då ändras till fördel för samodling utav träd på arealen; något som enligt Karl-Ivar Kumm, forskningsledare på SLU, Skara, kan mildra koldioxidutsläppen från betesmarker markant (Mogol, 2012). Lundberg & Moberg (2008) konkluderar att stöd till bönder ska främja anpassningsförmåga liksom riskspridning av produkter. Montagnini m.fl. (2013) nämner stöd från specifika projekt eller regeringar ex. i form av PES, som potentiella verktyg för att öka användningen av agroforestry, varav stöd från regeringar enligt Jose (2009), kvalificerar som potentiell metod för ökning utav användningen av häckar och vindskydd hos bönder.

Regler och åtagande i och med erosion

Riksen m.fl. (2003) skriver att EU:s femte miljöhandlingsprogram inte inkluderade några direkta unionstäckande regler gentemot vatten-, eller vinderosion på jordbruksmark, medan enstaka länder inkl. Holland och Tyskland tagit egna initiativ. Enligt de samma har dock vidtagna åtgärder ofta varit kortsiktiga, i regel endast tillägnade huvudgrödor med relativt lite intresse för långsiktiga konsekvenser av erosion, eller dess effekter utanför arealen. Därutöver menar EU:s regionkommitté i och med presenterade förslag på ändringar i det

senaste (sjunde) miljöhandlingsprogrammet att initiativ inom miljöområdet markskydd på politisk EU-nivå fortfarande saknades (Regionkommittén, 2013). Barring m.fl. (2003) trycker dock på att de lagar som ändå kom att existera inom svensk jordbrukspolitik i och med uppmärksammandet av pågående negativa miljöpåverkan inom jordbruket, liksom motsvarande regler inom den senare EU-politiken pga. inträdet i unionen, förmodligen indirekt lindrat eventuell erosion. Riksen m.fl. (2003) nämner hursomhelst en rad förslag på ändringar i EU-lagstiftningen varav s.k. god jordbrukarsed (GAP) behöver utökas med mer preciserade alternativ för just hanteringen utav erosion. Riksen m.fl. (2013) menar vidare att på områden det föreligger stor risk för vinderosion vilken kan vara problem utanför arealen, bör det finnas permanent skydd mellan areal och omgivningen, som t.ex. mellan areal och betydande väg intill då ansvar också ska tas för mänsklig hälsa ihop med egendom, utanför arealen.

Forskning och kunskap

Trots minst ett århundrade av sporadisk forskning, var för ca 15 år sedan kunskapen fortfarande relativt bristfällig ang. hur vindskydd kan förbättra åtminstone betesmarker i flera länder med betesproduktion (Bird, 1998), samtidigt som ekonomisk potential från timmerproduktion inom åtminstone silvoarablesystem, delvis pga. brist på forskning är relativt oklar enligt Eichhorn m.fl. (2006). Vidare problem för bönder, med silvoarablesystem liksom för potentiella användare, ihop med anknutna institutioner är att kunskap kring äldre, dylika odlingssystem, är till stor del bortglömd och det råder brist på rådgivning för nutida system, då universitet liksom institutioner i stor utsträckning fokuserar sin forskning på artfattiga odlingssystem eller monokulturer (Eichhorn m.fl., 2006). Frånvaron av litteratur enligt (Bird, 1998) kring häckars gynnande effekter på betesmark liksom anknuten boskap, talar starkt för en tydligare definiering, delvis i tempererade klimat, innan dessa troligtvis tillämpas i större skala. För några år sedan konkluderade dessutom Jose (2009) att ökad tillgänglighet av vetenskaplig information kring främjande effekter från lähäckar till omgivande ekosystem faktiskt kan öka användningen av dessa i landskapet. Dock är det enligt Mosquera-Losada m.fl. (2008) viktigt att lämplig rådgivning finns tillgänglig för hur bönder på bästa sätt ska använda landskapet, i helhet.

Både positiva och negativa konsekvenser i och med olika hanteranden av jordbruk ska värderas (Cerdán m.fl., 2012), samtidigt som det är viktigt att beakta alla intressenters kunskap längs hela efterkommande värdekedjor. Samma författare trycker extra mycket på att inkludera just bönderna, för att kunna förstå eventuella hinder i vägen för utformandet av långsiktigt hållbara odlingsmetoder (Cerdán m.fl., 2012). Exempelvis; under en studie som genomfördes 2004-2006, centrerad till två skilda orter på Panamas landsbygd; Coclé och Los Santos, vilken ämnades studera bönders reflektioner från en deltagardriven, större process, i återplantering utav inhemska växter, konkluderades lyhörd kommunikation med aktuella bönder ang. deras intressen, perception liksom kunskap, vara kärnan för att en dylik satsning ska vara framgångsrik (Garen m.fl., 2009). Problem i en kedja mellan olika intressenter kan komma när dessa har olika åsikter eller kunskap ang. samma bedömda parameter, varav en

lösning kan då vara att ordna in intressenters kunskap i förhållande till varandra som: samma eller delad, olika, liksom unika kunskaper, vilket tillåter bästa lämpliga bedömning utav enskild parameter (Cerdán m.fl., 2012).

För att främja nyttjandet utav långsiktigt uthålliga jordbruk behöver anslag till forskningspengar om ekosystems motståndskraft, ekosystemtjänster liksom hållbara jordbruksmetoder, stärkas, samtidigt som arbete behöver göras för att stimulera deltagardrivna och tvärvetenskapliga insatser, i och med forskningen (Lundberg & Moberg, 2008). Utifrån en studie genomförd 2006 baserad på telefonsamtal med utvalda bönder i Yolo County, Kalifornien, USA, ang. metoder för skötsel utav kantzoner omkring aktuella arealer med fokus på hanterad vegetation i dessa som ex. lähäckar, menade att främja lokal biodiversitet, efterfrågade bönder exempelvis mer verifierande information kring häckars faktiska bidrag, ihop med psykosocialt stöd för underlättande av förståelse, liksom spridning av fakta och möjligheten till tvåvägskommunikation gentemot lokala företrädare för forskningen (Brodth m.fl., 2009).

Marknadsvärde

De flesta ekosystemtjänster erhåller idag vanligtvis inte något marknadsvärde i ekonomiska parametrar (Garibaldi m.fl., 2013), vilket enligt både FAO och MA är bland de främsta orsakerna till jordbrukets negativa effekter på omgivande ekosystemen (Lundberg & Moberg, 2008). Omkring tio år innan dess, med fokus på lähäckar, skrev Bird (1998) att åtminstone en definiering utav det ekonomiska värdet på lähäckars förmåga att generera ekosystemtjänster ansågs vara en förutsättning för bredare tillämpning av dessa bland bönder. Smith m.fl. (2012) tipsar om att även i tempererade klimat betala markägare vilka nyttjar agroforestrysystem för inbindning av koldioxid, för att öka intresset att etablera dessa, samtidigt som redan etablerade system kan generera extra inkomst.

Ovanstående vägval vilar på kulturella och intellektuella omställningar hos bönder, politiker, forskare liksom utbildare, tvärvetenskaplig forskning, tekniskt nytänkande, samt ekonomiska incitament (Montagnini m.fl., 2013). Vidare skriver Bommarco m.fl. (2012) att allmänhetens vilja att spendera mer pengar på jordbruket kommer likaså avgöra dess öde.

Exempel på genomförda etableringar av lähäckar i Skåne

Ugerup

Med start 1941 (Jönsson, 1992) bedrevs under resten av 40- och även åtminstone in på 50-talet statligt finansierade försök på Ugerups s.k. försöksgård ämnade undersöka åtminstone hur vinderosionen i främst Skåne kunde minskas (L. Törner, 2014, pers. komm; J. Göransson, 2014, pers. komm.). Den s.k. gården eller säteriet, ligger sydväst om Kristianstad varav jordarna omkring är s.k. lättjordar varpå dessa lätt eroderar torra vårar, vilket är en anledning till att försök med åtminstone lähäckar kom att genomföras där (L. Törner, 2014, pers. komm). Agronomen Gunnar Petersson ansvarade för pågående forskningssatsningar

anknutna till gården, varav försöksgården i sin tur svarade under en institution i Uppsala (J. Göransson, 2014, pers. komm.). Utifrån Gunnar Peterssons två inkluderade artikelrubriker i litteraturlistan från Jönsson (1992), kan det antas att gården arbetade utifrån fler angripningssätt än just lähäckar gentemot erosionen; se Petersson (1947; 1949).

Lähäckar som anlades var enkelradiga poppelhäckar som för sin tid influerades av Danmarks dåvarande kunskap (L. Törner, 2014, pers. komm.); häcktyper som Danska markägare senare sedan en tid tillbaka flitigt ersatt med treradiga lähäckar (Länsstyrelsen, 1989). Häckarna planterades i första hand intill arealer på den aktuella försöksgårdens ägor men konceptet spreds efter en tid till intilliggande bönder likaså, som gav upphov till en labyrint av häckar över en begränsad del av det omgivande landskapet (L. Törner, 2014, pers. komm.; J. Göransson, 2014, pers. komm.). Idag finns till största del endast fragment kvar av häckarna, varav somliga delar dock blivit aktivt underhållna (L. Törner, 2014, pers. komm.).

Borgeby Gård

På Borgeby Gård i Skåne genomfördes våren 1984 planteringar av ett antal lähäckar intill somliga åkerarealer (Länsstyrelsen, 1989), med den sammanlagda sträckan på ca 3 kilometer (L. Törner, 2014, pers. komm.). Delaktiga aktörer bakom etableringen nyttjade erfarenheter erhållna i Danmark delvis i och med ett studiebesök på Jylland året innan (Länsstyrelsen, 1989). Det kom att resultera i att alla häckar som planterades var treradiga, uppdelade i två typer (L. Törner, 2014, pers. komm.); s.k. naturvårdshäckar och viltvårdshäckar (Länsstyrelsen, 1989; L. Törner, 2014, pers. komm.), varav båda häcktyperna var uppbyggda utifrån primär- och sekundärträd med olika buskarter. Naturvårdshäcken innehade en strikt avgränsning till inhemska växter, medan buskskiktet i viltvårdshäckarna innehöll somliga främmande, utifrån Dansk influens, ex. vresros (Länsstyrelsen, 1989; L. Törner, 2014, pers. komm.). Somliga häckar har föryngrats men inga nya har planterats, så vitt vad L. Törner (2014) pers. komm. visste.

Det har varit svaga, om ens några, vetenskapliga uppföljningar av resultatet från lähäckarna, dock påvisades under somliga blåsiga vårar att häckar reducerat vinderosion på ytor med sockerbetsproduktion (L. Törner, 2014, pers. komm.). Vidare påvisades tre år efter etablering, jaktbart vilt som raphöna och fasan ha främjats, vilka spridit ut sig utefter båda typer av häckar (Länsstyrelsen, 1989). Därutöver har småfågelarter som hämpling, törnsångare, kärresångare, rörsångare, trädgårdssångare, sävsparv, järnsparv, liksom buskskvätta iakttagits söka boplatser i häckarna (Länsstyrelsen, 1989).

Barsebäck gods

Lähäckar planterades på godsets marker ungefär samtidigt som etableringen skedde på Borgeby, varav uppbyggnaden av häckarna höll samma modell som på Borgeby och kontakten gårdarna emellan utgjorde grunden för gemensamma planteringar. Precis som på Borgeby utgjorde ek och oxel de flesta huvudbeståndsträden (L. Törner, 2014, pers. komm.).

Köpingehus

Gården ligger precis väster om Gärds Köpinge nedanför Kristianstad och innehar 45 ha odlingsmark varav jordarna anses vara relativt motståndskraftiga mot rådande väder. 4,5 av dessa har dock varit föremål för vinderosion och är således sedan ett par decennier skyddade mellan två parallella lähäckar; en på arealens västra sida och en annan på dess östra. Växtföljden på aktuell areal tillägnas monokulturer utav rotfrukter respektive spannmål vartannat år i en 4-årig växtföljd (potatis, spannmål, sockerbetor, spannmål). Båda häckarna sträcker sig i nordsydlig riktning längs arealen och är uppskattningsvis 100-120 meter långa. Målbilden med etableringen var att hand i hand ihop med reducerad markberedning; s.k. "strip tillage" i detta fall, minska vinderosionen. Den första häcken etablerades omkring 1987 och är enradig bestående av lärkar medan den senare häcken vilken planterades omkring 1997, är uppbyggd utav fem parallella rader. De båda yttre består utav nyponros, medan de två näst inre består av bergur (*P. uncinata*) och den mittersta av växelvis Björk med Lärk. Dock finns bara enstaka tallplantor kvar pga. konkurrens om vatten i häcken. Båda häckarna var inspirerade utifrån Danska häckar varav den femradiga är ca 12 meter bred. Höjden av häckarna är dock svår att fastställa utifrån att den varierar längs dem. Idag kan konstateras att kombinationen utav gällande markbearbetning ihop med de båda lähäckarna har helt stoppat den vinderosion som tidigare rådde (J. Göransson, 2014, pers. komm.).

Åkesdal

Fastigheten ligger något österut från Gärds Köpinge och arrenderas; dock numer av Jans son Nicklas, vari den totala arealen är 100 ha i en rektangelformad yta i väst-östlig riktning. Sandjordarna på arealen är mer mottagliga för vinden jämfört med merparten av jordarna på Köpingehus och begränsad vinderosion råder. Precis som på Köpingehus' aktuella areal odlas spannmål växelvis med rotfrukter, varpå också s.k. strip tillage tillämpas. Fem enradiga mer eller mindre parallella häckar omkring 350 meter långa i nordsydliga riktningar delar upp den totala arealen i fem lika stora ytor på 20 ha var. Häckarna planterades mer eller mindre samtidigt som första häcken på Köpingehus anlades, varav tre består av lärk; medan två består av häckpoppel (J. Göransson, 2014 pers. komm.) (*P. simonii* 'Fastigiata') (K. Lexmuller, 2014, pers. komm.). Jan konstaterar att de enradiga häckarna dock inte skyddar arealens sandjordar tillräckligt mot vinden som råder.

Jan trycker på att läeffekten från häckarna på båda gårdarna nämnda närmast ovan bör tas i beaktning till den begränsade jordbearbetningen. Utifrån Jans kännedom har det inte utförts vetenskapliga studier ang. andra potentiella s.k. ekosystemtjänster och per visuell bedömning har det varit små bidragande effekter på sådana fördelar från häckarnas närvaro. Det bör dock tilläggas att Jan menar att tidigare brist på insikt ang. somliga s.k. effekter från häckarna kan ha bidragit till att han själv missat att undersöka saken närmare (J. Göransson, 2014, pers. komm.).

Löderup

Under 40-talet etablerades även lähäckar på somliga områden kring Löderup, bestående av poppel (L. Törner, 2014, pers. komm.).

Diskussion

För att först inleda med återkoppling till frågeställningarna framgår att agroforestrysystem har på flera platser i världen generat många fördelar för miljön runtomkring. För att snabbt summera resultaten som erhållits för att sedan i diskussionen återkoppla till erosionen liksom möjligheterna för etableringen av lähäckar i Skåne kan det fastställas:

Kan etableringen av lähäckar på eller längs kanten av odlingsarealer bidra till vindskydd mot erosion och samtidigt främja andra ekosystemtjänster?

– Ja, den sammanställda kunskapen visar tydligt att lähäckar både kan minska vinderosionen och samtidigt generera flera andra ekosystemtjänster som exempelvis minskat växtnärläckage, bättre förutsättningar för pollinatörer liksom andra nyttodjur.

Vilket träd ska användas för att erhålla så många ekosystemtjänster som möjligt?

– I sammanställningen har inte det kunnat fastställas då flera olika trädarter tillsammans stärker närvarande ekosystemtjänster varav val av trädarter bör styras av trädens egenskaper ihop med andra växters, ståndort (markens förutsättningar) och möjlig avsättning av t.ex. trädens frukter eller ved. Trädarter med erkända fördelar vilka ingått i agroforestrysystem är: al, ask, bok, ek, körsbär, poppel, päronträd, robinia, sälj, tall och äppelträd. Av dessa har redan al, ask, ek och sälj bevisats vara framgångsrika i lähäckar i Skåne.

Kan det vara bra att använda fler sorts träd i lähäckarna?

– Ja, blandad artsammansättning i lähäckarna kan förbättra häckens vindreducerade förmåga, optimera växtnärläcksutnyttjandet (minska närläckaget) samt gynna den biologiska mångfalden och därav associerade ekosystemtjänster.

Kan lähäckar ge negativa konsekvenser på odlingssystemet?

– Ja, beroende på artval och hur tätt lähäckarna placeras, kan konkurrens om ljus, vatten och näring samt eventuell allelopati leda till minskad avkastning av de grödor som odlas på åkerarealen mellan häckarna.

Hur stort mellanrum bör det vara mellan häckarna för att erhålla bäst kombination mellan vindskydd och andra ekosystemtjänster till odlingssystemet?

– Det beror till stor del på parametrar som ekonomi och platsens läge ihop med trädens liksom samodlingsväxternas egenskaper. Omkring

Kan dessa häckar öka biodiversiteten inom odlingsarealen?

– Ja, häckarna ger ökad variation och förekomst av bo- och växtplatser, vilket gynnar många växter och djur jämfört med ett homogent odlingslandskap bestående av ettåriga grödor.

Har häckar positiv inverkan på gödslingen?

– Trädens rötter når djupare i markprofilen än ettåriga grödor, och träden är i de flesta fall aktiva i sitt näringsupptag under en större del av växtsäsongen än ettåriga grödor, vilket gör att näringsupptaget förbättras samt att riskerna för näringsförluster minskar. Näring som träden tar upp från djupa marklager, som inte är tillgängliga för de odlade grödorna, kan återföras till marken genom nedbrytning av fallna löv, liksom omsättning utav rötter och därmed göras mer tillgänglig för grödan.

Har häckarna positiv inverkan på jorden?

– Ja, trädens omfattande rotsystem kan förbättra markstrukturen, öka kolinlagringen och markbördigheten.

Bidrar häckarna till bättre hantering av skadegörare?

– Ja, i många fall kan träden både minska förekomsten av skadegörare (genom diversifiering av landskapet och för grödornas skadegörare minskar risken för stora utbrott) samt öka förekomsten av nyttodjur som t.ex. skadegörarnas naturliga fiender.

För att nu i diskussionen återvända till erosionen i Skåne kan det konstateras att de senaste hundra årens utveckling inom jordbruket (Lundberg & Moberg, 2008) med ökade produktionsytor (Reid m.fl., 2005), tillsammans med den gröna revolutionen under 1900-talets andra hälft, frambringat stora skördar (Lundberg & Moberg, 2008; Ryschawy m.fl., 2012; Bommarco m.fl., 2012; Reid m.fl., 2005), ekonomisk expanderings och minskad fattigdom för många människor i världen (Lundberg & Moberg, 2008). Detta stöds i stort även utav Dänhardt m.fl. (2013) vilka fokuserar på Skåne, som menar att hand i hand med den tekniska utvecklingen sedan efterkrigstiden och framåt har jordbrukets skördar ökat, varav effektivare maskiner ihop med dränering och framförallt konstgödsel liksom pesticider har tillåtit intensivare skördar, speciellt på de fördelaktigare jordarna i söder. För Skånes del har skörden per hektar ökat med omkring 50 procent sedan efterkrigstiden, medan andelen odlade ytor tillägnat spannmål dock inte minskat med mer än uppskattningsvis någon procent (Dänhardt m.fl., 2013). Införseln av resurser utifrån in i odlingssystemen har under samma tid ökat kraftigt på svenska gårdar, varav Skåne är det område som förbrukar allra mest syntetiska kvävegödselmedel i landet, med intensivast användning på slätterna i söder (Dänhardt m.fl., 2013). Skåne som innehar ca 17 procent av tillgänglig åkerareal i landet förbrukade under 2010 mer än hälften av de omsatta växtskyddsmedlen det aktuella året (Dänhardt m.fl., 2013). Detta beror på att de produkter som odlas är s.k. bekämpningsintensiva grödor som inkluderar sockerbetor, spannmål liksom potatis (Dänhardt m.fl., 2013).

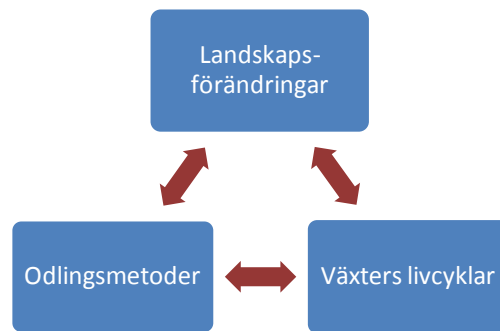
Förutom andra negativa effekter som minskad biodiversitet, övergödning och miljöföroreningar (Jose m.fl., 2004; Jose, 2009) har också jordbruket gett upphov till erosion. Att Dixon m.fl. (1994) redan för trettio år sedan skrev att markanvändning resulterat i 1,5 miljarder ha arealer som försvagats bortom brukbar nivå av en rad anledningar, ihop med induceringen utav en tredjedel av alla öknar, samt faran om än mer arealer i farozonen att bli starkt försvagade, är en allvarlig markör för människans arv av både dagens och framtida arealer. Att just jordbruket av alla branscher inom det globala näringslivet driver reduceringen utav markernas bärande förmåga att motstå ex. erosion av olika slag är ingenting som merparten av författare bakom aktuellt material skrivit rakt ut. Dock nämns jordbrukets direkta negativa inverkan på markens hållbarhet utav författare som Otero m.fl. (2012); Riksen m.fl. (2003); Bradshaw (2012); Bärning m.fl. (2003); Jönsson (1992) och Verheijen m.fl. (2009), som alla behandlar i stort olika delar av världen. Rockström m.fl. (2009a) skriver att det är jordbruket som utgör den största faktorn för de globala omvälvande landskapsförändringarna som till stor del innefattar just skogsarealer som görs om till jordbruksarealer. Verheijen m.fl. (2009) menar att detta är en stor faktor som driver på erosion utav landskap, medan Länsstyrelsen (1989) lyfter fram läplantering som en av de effektivaste åtgärderna mot vinderosion. Således kan det med relativt stor säkerhet antas att jordbruket tar en stor plats bland faktorer bakom de landskapsförändringar som flertalet artiklar bakom denna sammanställning begränsar till näringslivet i stort; inte minst bakom konsekvenser som vinderosion. Att jordbruket är direkt inblandat med vinderosion stöds utav Bärning m.fl. (2003); Jönsson (1992); Riksen m.fl. (2003) och Verheijen m.fl. (2009).

För att nu försöka jämföra de olika faktorerna som drivit/driver vinderosionen i Skåne kan nämnas att Jönsson (1992) och Verheijen m.fl. (2009) menar att de lokala omständigheterna på platsen spelar in för graden av erosion, ex. vinderosion. Information i båda artiklarna tar upp information kring klimatets inverkan som en av faktorerna (Jönsson 1992; Verheijen m.fl., 2009). Dock trycker Verheijen m.fl. (2009) desto mer än andra författare bakom denna sammanställning på klimatets inverkan på de uppbyggande processerna av jorden. Dessa menar det ska uppmärksammas att medan klimatet antas kunna påverka graden av erosion är det viktigt att tänka på att klimatet också kan tänkas påverka de uppbyggande processerna av jorden (Verheijen m.fl., 2009). Det blir väldigt relevant i sammanhanget utifrån hur klimatet återkommande varit en faktor för vinderosionen i Skåne som bönder tillbaka i tiden inte valt att prioritera enligt Bärning m.fl. (2003). Enligt Bärning m.fl. (2003) har klimatets inverkan på regional skala i och med östliga, relativt torra vindar, visat sig till viss del hänga ihop ökad vinderosion i landskapet.

Som Bärning m.fl. (2003) skriver, menar som nämnt också Jönsson (1992) att odlade växters livscyklar spelar stor roll för graden utav erosion, då växter som ej vuxit till sig, enligt de båda, lämnar stora delar av jorden bar. Ashman & Puri (2002) tar upp information vilken räknar just sockerbetor som Jönsson (1992) till stor del utgår ifrån, ihop med grönsaker, vårsådda spannmål, potatis och raps som växter associerade till hög risk av vinderosion. Även Länsstyrelsen (1989) verifierar att odlade produkter som rödbetor, potatis och vårsäd

är extra känsliga mot vinderosion. Många av dessa växter odlas just i Skåne enligt Dänhardt (2013). Utifrån att Bärning m.fl. (2003) inkluderar grödors livscyklar som stor faktor för vinderosionen, ihop med information av Jönsson (1992) ang. att årliga grödor innebär stor risk för omfattande erosion då dessa i början av deras livscykel inte stabiliserar jorden omkring sig ordenligt, kan det antas att många av de grödor som odlas i landskapet är associerade till hög risk utav erosion. Landskapets nuvarande egenskaper vilka gör det till föremål för mycket blåst av ofta starka vindar enligt Persson m.fl. (2012) ihop med valet av grödor som odlas (Dänhardt, m.fl., 2013) tillsammans med de odlingsåtgärder som utförs vilka utgör den tredje pelaren för egenskaper utav erosion enligt Bärning m.fl. (2003), kan således anses bygga upp en mycket stor risk för omfattande vinderosion. Detta förstärks delvis utifrån att Verheijen m.fl. (2009) menar att odlingssystem med jordbearbetning är associerat med stora behov av att minska pågående erosion över huvudet taget. Tesen från Verheijen m.fl. (2009) passar hyfsat till principen med information från Riksen m.fl. (2003) om associerade öknings av erosion i.o.m. för mycket bearbetning av jorden.

Angående mänsklig påverkan av mikroklimatet, vilket ihop med omgivande klimat och landskapets utformning inverkar på graden av erosion enligt Jönsson (1992), kan först nämnas att Verheijen m.fl. (2009) menar att tolererbar erosion ser ut att överträdas endast i.o.m. mänsklig aktivitet som stör jorden på sina olika sätt. Ashman & Puri (2002) menar t.ex. att erosion är i grunden just en naturlig process som pågår överallt. Frågan verkar ju då vara vilken grad av erosion som är tolererbar, precis om Verheijen m.fl. (2009) menar. Utifrån att Verheijen m.fl. (2009) associerar bearbetad mark till de typer av odlingssystem där behovet att starkt minska jorderosionen är som störst, indikerar tydligt att mänsklig påverkan inverkar på erosionen. Även Ashman & Puri (2002) är inne på att hanteringen utav odlingssystemet inverkar på erosionen, varav dessa nämner en rad åtaganden som inverkar på risken för erosion. Om landskapets form också ska blandas in i dynamiken som Jönsson (1992) nämner, skriver Persson m.fl. (2012) att dess utformning i Skåne genererar relativt mycket vind och när det blåser, blåser det dessutom hårt. Utifrån Skånes landskapshistoria som inkluderar intensiv avskogning under minst flera hundra år, utifrån jämförd fakta mellan ex. Bärning m.fl. (2003); Jönsson (1992); Meeus (1995); Stjernström (2011); Scharff & Henning (2008), är det tämligen uppenbart att människans bidrag till erosionen varit den större faktorn, speciellt utifrån tesen av Verheijen m.fl. (2009); att tolererbar erosion endast ser ut att överträdas vid närvaro av mänsklig inverkan på omgivningen. Se figur 3. Det är inte heller helt otänkbart att människans inverkan hänger ihop med hur landskapets utformning och egenskaper inverkat på hur rådande vindar idag beskrivs utav Persson m.fl. (2012). Att vindhastigheterna under stora delar av 1900-talet enligt (Jönsson, 1992) ökat, vilka enligt den samme tjänar som gränsvärde för vinderosion, ihop med fakta från ex. Dänhardt (2013) kring den fortsatta ökningen utav öppna arealer i Skåne under 1900-talet, talar likaså för mänsklig inverkan. Att medelvärdet utav vindhastigheterna under senare delen av 1900-talet dras upp utav ett par särskilt starka stormar, tar inte bort faktumet att ex. Bärning m.fl. (2003) menar att Skåne under flera hundra år följt ett mönster utav pågående erosion starkt knutet till människans inverkan.



Figur 3. En beskrivning utav de faktorer som inverkar på vinderosionen i Skåne, varav det i diskussionen framgår relativt tydligt att människans inverkan är den största av de ovan nämnda. Figuren är baserad på fakta från Bärning m.fl. (2003), Jönsson (1992), Riksen m.fl. (2003) och Verheijen m.fl. (2009).

I de fall situationen för matsäkerheten är trygg liksom att erosionen kan maskeras genom införda resurser in i odlingssystemet – vilket till stor del är fallet i Skåne – ökar sannolikheten att fokus ur samhällets perspektiv kommer riktas till kostnader som erosionen skapar på andra områden än i själva jordbruket (Verheijen m.fl., 2009). Utifrån de många typer av skador rapporterade i litteraturen som vinderosionen kan ge upphov till är det troligt precis som Riksen m.fl. (2003) skriver; att även om det är svårt att definiera värdet utav dessa kostnader mot de på åkern, kommer dessa troligen representera merparten av de totala. Först kan nämnas att Verheijen m.fl. (2009) skriver att konsekvenser av erosionen på omgivande områden är igensättning utav brunnar, ökning utav koldioxid i och med förlust av kol i marken, liksom ev. behov utav omhändertagande utav sanden. Länsstyrelsen (1989) radar upp dylika skador. Även Riksen m.fl. (2003) tar upp exempel där t.ex. vägar varit i behov utav renhållning på grund av avsättningen utav sand och nämner att sanden också kan täcka delar av omgivande ekosystem, varav det senare också stöd utav Helldén (2003). Riksen m.fl. (2003) nämner också att dammet kan orsaka skador på t.ex. maskiner, liksom kan komma in i bostäder. Det senare stöds även av Länsstyrelsen (1989) som också nämner ev. spridning utav frön som konsekvens av vinderosion. Även skador på hälsan tas upp av Riksen m.fl. (2003) vilka nämner risker på andningsorganen liksom den brist på fakta som råder kring skador från erosionen på hälsan över huvudet taget. Vidare tar både Riksen m.fl. (2003) och Verheijen (2009) upp indirekta hälsoeffekter som kontamineringen utav vattendrag liksom dricksvatten då eroderade ämnen som partiklar ihop med t.ex. pesticider orsakar grumlighet respektive förorening utav det samma. Enligt WWF (2013c) har nu siffran av forskare aktiva inom just vattenfrågor som slagit larm om framtida brist på dricksvatten till år 2050 för omkring hälften av jordens befolkning om ingenting mer görs mot bl.a. erosionen som pågår, stigit till omkring 500.

Värt att belysas extra av negativa effekter som det industrialiserade jordbruket gett upphov till, inte minst för bönders intresse, är informationen från Mueller m.fl. (2012) kring relativt låga skördar s.k. "yield gaps" på internationellt språk i förhållande till potentiellt större sådana. Reid m.fl. (2005) menar att ekosystemtjänsterna idag till större delen överbelastas, medan Bommarco m.fl. (2012) skriver att kostnader för att höja aktuella relativt låga skördar ökar när den genererande dynamiken mellan komponenter i ekosystemet som Reid m.fl. (2005) skriver om, just minskar genom överbelastning (Bommarco m.fl., 2012). Bommarco m.fl. (2012) menar samtidigt att mängden införda resurser in i odlingssystemen för att fortsätta erhålla höga skördar är ohållbar redan nu. Detta backas mellan raderna tydligt upp även utav Lundberg & Moberg (2008) vilka precis som flertalet andra nämnda författare ovan tar med de många negativa effekterna på ekosystem och människor som intensiva odlingssystem gett upphov till. Att försöka främja ekosystemtjänsterna vilket utifrån fakta från Bommarco m.fl. (2012) således torde minska behovet av införda resurser i odlingssystemet, bör med andra ord precis som (Garibaldi m.fl., 2013) skriver, vara en av framtida prioriteringar inom jordbruket. Genom att skifta fokus till ekosystemets egna genererande förmåga kommer jordbruket i och med det att vinna tillbaka mycket av den naturliga, just nu degraderade, dynamiken mellan organismer i ekosystemet; det framgår tydligt utav både Garibaldi m.fl. (2013) och Bommarco m.fl. (2012).

Medan flera nämnda författare lägger mycket av framtiden till nya typer av odlingssystem vilka i och med dess uppbyggnad främjar ekosystem och dess tjänster, ex. (Cerdán m.fl., 2012; Jose, 2009), trycker dock Whitefield (2010) och Mueller m.fl. (2012) på att faktorer som ex. konsumtionsmönster spelar in lika mycket för en framtida lösning. Whitefield (2010) betonar vikten för erkännandet att planeten har gränser för hur mycket press den utsätts för och att oavsett varifrån vi erhåller våra produkter kan vi inte konsumera oss själva ur konsekvenserna av överutnyttjande av de tillgängliga resurserna. Även så kallade förnyelsebara råvaror som förbrukas snabbare än vad planeten genererar dem, utgör i verkligheten icke förnybara resurser (Whitefield, 2010).

Angående potentialen för lähäckars användning i just Skåne framgår från flera instanser som politik (Europeiska rådet, 2006), forskning (Jose, 2009) liksom näringsliv (WWF, 2012b) att agroforestrysystem är högt aktade för deras förmåga att kunna bära upp relativt friska ekosystem jämfört med andra sorts odlingssystem. Det finns vidare en rad författare som erkänner trädens värde för olika sorts syften associerade till fördelar för bonde och samhälle (Jose, 2009; Mosquera-Losada m.fl., 2008; Smith m.fl., 2012; Lundberg & Moberg, 2008; Cerdán m.fl., 2012; IAASTD, 2009; Reid m.fl., 2005), förutom att också bidra mot erosionen som nämnt; ex. (Jönsson, 1992; Smith m.fl., 2012).

Att odlingssystemen också gynnar flera typer av ekosystemtjänster, vilket varit svårt för andra odlingssystem enligt Reid m.fl. (2005) gör det förståeligt att miljö kan till relativt stor omfattning gå hand i hand med produktion, som IAASTD (2009) skriver. Inte minst utifrån att Bommarco m.fl. (2012) just åsyftar hur den genererande förmågan inom ekosystemet i sig

självt utgör en sorts bestämmande faktor i förhållande till behovet av införda resurser för den aktuella skörden. Ett nämnt exempel som verifierar att ett stärkt ekosystem kan bära upp relativt hög skörd jämfört med ett mer ansträngt sådant, kommer föga förvånande från WWF (2012b). Då Verheijen (2009) presenterar information om att erosion anses vara ett möjligt hot mot flertalet ekosystemtjänster inom ett ekosystem, medan Garibaldi m.fl. (2013) likaså belyser behovet av att motarbeta delvis denna, samtidigt som agroforestrysystem enligt Reid m.fl. (2005) istället frambringar en synergieffekt mellan flertalet genererande processer i ett ekosystem, kan med fördel slutsatsen från Jönsson (1992) ang. att lähäckar behövs i Skåne för behovet att skydda jorden mot erosion, backas upp. Bidraget från ekosystemtjänsterna på arealen blir också viktigt utifrån att Mueller m.fl. (2012) indirekt stödjer tesen från Bommarco m.fl. (2012) om en s.k. "ekologisk" intensifiering av odlingssystemen, för att komma i bukt med s.k. "yield gaps". Vidare erkänner både Bommarco m.fl. (2012) och Mueller m.fl. (2012) precis som FAO, enligt Smith m.fl. (2012), hotet mot ekosystemen från odlingssystemen i.o.m. en växande befolkning. Således har även tesen om en "ekologisk" intensifiering (Bommarco m.fl. (2012) stöd även från den parametern.

Det råder föga tvivel om att etableringskostnaderna är en bestämmande faktor för viljan att investera i dessa typer av odlingssystem, även om författare som Smith m.fl. (2012) beskriver situationen något mer positivt än ex. Montagnini m.fl. (2013). Det ska samtidigt tilläggas att många bönder pressas allt mer ekonomiskt redan idag (Ryschawy m.fl., 2012), varav ex. mjölkböndernas strama situation är det få som missat med senaste årets mediaövervakning. Det finns med andra ord utrymme för att ifrågasätta dagens situation i vilket fall. Att Barring m.fl. (2003) var kritiska till hur vinderosionen tillåtits utvecklas över landskapet i Skåne, i och med hanteringen utav det samma, utgör likaså en indikator på att nya vägval behöver göras. Samma skara författare menar att vinderosion som varar från några timmar till några dagar kan vara katastrofalt för grödan. Det är ohållbart att låta jorden vara föremål för erosion för att maximera ytan av potentiell skörd mot den kortsiktiga strategin att erhålla bra skörd innan dess att jorden blir alltför skadad (Jönsson, 1992). Området i ex. Jordberga i Skåne har en viss sammansättning av moränjord som är en av de bördigaste i hela Europa (Jönsson, 1992) och det skulle anses oansvarigt att tillåta en sådan jord erodera sönder. Kanske skulle bidrag för etableringen utav lähäckar ihop med dess bidragande effekter för djur eller grödor intill i slutändan vara billigare än alternativet med att kämpa emot ex. vinderosion på känsliga arealer, ihop med den av ex. Bommarco m.fl. (2012) omtalade degraderingen av kol i marken? Montagnini m.fl. (2013) och Jose (2009) är åtminstone överens om att ekonomiskt stöd från regeringar är bra metoder för att öka användningen av agroforestrysystem i helhet.

Att träden kan bidra till källor av föda råder det föga tvivel om med fakta från ex. (Lundberg & Moberg, 2008; Eichhorn m.fl., 2006; Whitefield, 2010; Montagnini m.fl. (2013). Eichhorn m.fl. (2006) och Whitefield (2010) specificerar vidare att träden också i.o.m. det kan lätta på trycket från bete av gräs motsv. Detta bidrar säkerligen till mindre risk för överbete på

känsliga marker. Då WWF (2013a) skriver att olika till mängden förhållanden av växter i fodret liksom slätterdatum påverkar innehåll i det samma, kan det antas att bonden kan experimentera med hur även löv inverkar enligt samma princip. Det är en rad referenser som ställer sig bakom utsikten att nyttja agroforestrysystem för att erhålla olika former av biobränslen; ex. (Eichhorn m.fl., 2006; Smith m.fl., 2012; Lundberg & Moberg, 2008). Dock är Ehnström (2011) skarp kritisk till att hela bestånd av åtminstone just Sälj (*S. caprea*) flisas ned, på grund av dess värde för den biologiska mångfalden. Läs mer om detta under behandlande av association till biodiversitet, i diskussionen.

En rad författare trycker på möjligheten att med fördel dra nytta av träden även för produktion av timmer; ex. Lundberg & Moberg (2008) och Montagnini m.fl. (2013). Intressant i sammanhanget är också att Smith (1990) enligt Eichhorn m.fl. (2006) skrev att agroforestrysystem i Europa bidragit till att mildra trycket på importerade tropiska trädslag, med lokalt odlade. Vidare trycker bl.a. Mosquera-Losada m.fl. (2008) på att aktuellt virke med fördel kan säljas som högkvalitévirke. Samtidigt kan överproduktionen i skogar skapa incitament att köpa virke från agroforestrysystem istället, vilket spar på de senare vilket minskar mycket stora utsläpp av koldioxid (Schroeder, 1994; Cerdán m.fl., 2012; Montagnini m.fl., 2013; Whitefield, 2010; Montagnini & Nair, 2004; Dixon m.fl., 1994). Det är således många författare som ställer sig helt eller delvis bakom den dubbelsidiga nyttan med att köpa virke från agroforestrysystem istället för det inom skogar. Att använda häckarna för produktion av timmer (Dixon m.fl., 1994), kräver dock säkerligen lång framförhållning i planerandet för en balans mellan vindskydd mot avverkning i häckarna för timmer.

Dock är det ingen referens hittills som verifierat att timmer från de aktuella odlingssystemen förädlas till långa raka typer virke som ex. regler eller panelvirke. Tillgängliga referenser bakom sammanställningen begränsar varierande exempel av genomförd förädling till mindre saker som möbler, tändstickor (Eichhorn m.fl., 2006) eller golv, snarare än material för större byggsatser som ex. hus. Vidare är J. Göransson (2014) pers. komm. starkt skeptisk till hållbarheten i konceptet att använda träd i häckar till produktion av virke över huvudet taget. Dock menar den samme att träd i ex. häckar skulle utan problem kunna lämpa sig till förädling till pappersmassa.

Utifrån att Whitefield (2010) trycker på vikten att använda inhemska träd för att just förmå dem bidra bäst möjligt till omgivningen omkring medan Lundberg & Moberg (2008) skriver om framgången att utgå från anpassligheten hos arter, finns det verkligen vikt i att ta vara på möjligheten att tillgodose framtidens gröna näringar med bra urval av växter, vilket Lundberg & Moberg (2008) menar. Både Whitefield (2010) och initiativtagarna bakom Tigrayprojektet (Lundberg & Moberg (2008) är vidare överens om vikten av att kunna sprida ut risken över flera olika odlade växtsorter. Att projektet i fråga i Etiopien vinklats till små lantbrukare (Lundberg & Moberg, 2008), tar inte bort det faktum att även samma principer gäller för större lantbruk likaså.

Det framgår tydligt att träden genom dess s.k. tillgodoseende ekosystemtjänster bidrar till bonden ekonomiskt genom möjligheten att kunna diversifiera antalet odlade produkter; ex. mängden ätbara sådana (Lundberg & Moberg, 2008; Eichhorn m.fl., 2006; Whitefield, 2010; Montagnini m.fl. (2013). Dock har ingen information kring vattnets kommersiella monetära värde för bonden erhållits.

Medan vedartade växters bidrag av flera produkter (Eichhorn m.fl., 2006; Smith m.fl., 2012; Whitefield, 2010) jämfört med monokulturer kan öka skörden från samma yta med det dubbla enligt Whitefield (2010), bör samtidigt argument från dels Benjamin m.fl. (2000) tas på allvar ang. att faktorer som platsen i sig ihop med bondens kunskap kommer spela in i resultatet. Vidare upplyser Cerdán m.fl. (2012) om en rad faktorer som spelar in. Även Whitefield (2010) själv upplyser om vikten platsen i sig utgör för resultatet. Dock håller inte Whitefield (2010) lika strikt till den kompetens som enligt dels Eichhorn m.fl. (2006) krävs för att hantera perenna växter. Även om associationer till intensivare odlingssystem görs utav Whitefield (2010) bör det nämnas att åsikterna kan ha gått isär pga. att den senare fokuserar till samodlingskonceptet i och med permakultur som helhet, medan Eichhorn m.fl. (2006) fokuserar strikt till agroforestrysystem. Att fyra referenser (Smith m.fl., 2012; Montagnini m.fl., 2013; Dixon m.fl., 1994; Lundberg & Moberg (2008); en dessutom praktiskt inriktad, skriver om nyttan att kunna sprida ut skörden mellan olika sorts växter, över tiden, är hursomhelst talande för att denna fördel inte gått obemärkt förbi oavsett utfall i totalskörd. Vidare bör precis som Smith m.fl. (2012) menar; odlingssystemets styrka gentemot produkters marknadspriser tas i beaktning.

Samtidigt som merparten av referenserna bakom sammanställningen inkluderar till största del exempel vari bönder inom relativt fattiga länder erhållit riktade betalningar för mer specifika ekosystemtjänster från respektive odlingssystem; ex. (Montagnini & Nair, 2004; Montagnini m.fl., 2013) menar samtidigt Montagnini & Nair (2004) att dylika upplägg för betalningar faktiskt är på väg i större skala till bönder inom relativt rika länder likaså. Information ur Reid m.fl. (2005) om att agroforestrysystem främjar flera ekosystemtjänster medan utbredda intensiva odlingssystem i västvärlden offrar flertalet för en eller några få, förkroppsligar på sätt och vis vad som finns att vinna hos samhället genom att stödja agroforestrysystem. Att allmänhetens intresse ökat att betala markägare och odlare för genererandet utav processer som står ekosystem tillgodo i stort enligt dels Jose (2009) och Cerdán m.fl. (2012) talar också för att värdet redan gått fram inom en rad instanser i samhällen. Dock kvarstår för ex. Sveriges del säkerligen att bestämma vad för slags s.k. ekosystemtjänster människor i sådana fall skulle betala bönder för, utifrån att Cerdán m.fl. (2012) menar att människors betalningsvilja beror på vilka typer av främjande processer som stöds.

Angående lähäckars bidrag till mikroklimatet framgår det tydligt från en rad författare att lähäckar kan ha positiv inverkan på växter liksom djur intill; ex. (Bagley, 1964; Marcos m.fl., 2007; Bird, 1998; Kort, 1988), beroende på situationen (Eichhorn m.fl., 2006); ex. graden av

konkurrens (Smith m.fl., 2012) i.o.m. deras inverkan på mikroklimatet; ex. (Smith m.fl., 2012; Jose m.fl., 2004; Bird, 1998). Gällande exempel kommer från många delar av världen; ex. (Stepanov & Malania, 1991; Russel & Grace, 1979; Tang m.fl., 1990; Andersson & Bird, 1993) och täcker stor del av de senaste hundra åren; ex. Bates (1911) till Marcos m.fl. (2007). Det kanske mer relevanta exemplet för denna sammanställning är det utav Nageli (1941; 1942), utfört på Jylland, utifrån den nära positionen till Skåne vari positiva effekter utav lähäckarna på odlade växter intill också påvisades enligt (Bird, 1998).

För Skånes del talar påstådda positiva effekter från häckarna inte minst genom exempel från L. Törner (2014) pers. komm. ang. deras redan tillämpning i ex. fruktodlingar, för reducering av vind vilken greppar tag i ex. fallfärdig frukt, liksom för främjandet utav pollinerare samt genom att blomning tidigareläggs i.o.m. ökade temperaturer. Således har flera påstådda positiva effekter från ex. (Lundberg & Moberg, 2008; Bird, 1998; Smith m.fl., 2012; Ellis m.fl., 2000) som läeffekt, längre blomningssäsong, främjande miljöer för pollinerare och högre temperatur kunnat konkretiseras åtminstone för somlig produktion i Skåne. Vidare verifierar Länsstyrelsen (1989) nämnda fördelar som bättre värme- liksom vattenbalanser till fördel för andra organismer intill. Om negativa effekter från träden som avskärmning av nederbörd för intilliggande samodlingsväxters vattenbalans väger mer än positiva sådana, som (Bird, 1998) diskuterar, har inte kunnat fastställas för Skåne. Då Bird (1998) och Jose m.fl. (2004) inkluderar försök med lähäckar och alléodlingssystem från olika klimat vari dessa bevisats bidra till relativt bra vattenstatus för den nära omgivningen; ex. (Khurshudyan m.fl., 1987; Bates 1911) är det troligt att positiva effekter åtminstone gör sig kännbara i Skånes landskap. Det stöds till viss del även utifrån att Nageli (1941; 1942) enligt Bird (1998) på Jylland, Danmark, påvisade att närvaron av lähäckar ökade skörden av gräs med 34 procent, klöver med 24 procent och lucern med 27 procent. Slutligen kan nämnas att Länsstyrelsen (1989) menar att de positiva effekterna från lähäckars närvaro till allra största säkerhet överväger de negativa.

Det är ett antal författare som erkänner trädens förmåga att på olika sätt verka för bättre luftkvalité; ex. (Smith m.fl., 2012; Ellis m.fl., 2000; Jose, 2009; Tyndall & Colletti, 2007). Det har dock inte hittats tryckt litteratur om hur denna s.k. ekosystemtjänst skulle göra sig gällande för Skåne. Genom att föra samman fakta från författarna bakom aktuell information kan det konstateras att dessa stödjer en rad partikelrenande funktioner i.o.m. trädens närvaro. Författarna inkl. Tyndall & Colletti (2007) vilka helt klart skrivit utförligast kring denna funktion har inte fokuserat till vart någonstans dessa etableringar mot lukt och partiklar faktiskt utförts. Frånvaron av information för Skåne att pekar på forskning kring ämnet behövs för att fastställa potentialen.

Samtidigt har lähäckar påvisats reducera vinderosion i Skåne. Framgångarna skiljer sig dock starkt emellan. Det framgår ex. av L. Törner (2014) pers. komm. att häckarna som planterades under mitten av 1900-talet i.o.m. satsningarna med Ugerups försöksgård, inte bidrog något vidare mot vinderosionen. När de väl blev höga, glesnade de istället nedtill (L.

Törner, 2014, pers. komm.). Vidare sågas konceptet med enkelradiga häckar utifrån en rad parametrar av Länsstyrelsen (1989). Det är förståeligt att konceptet inte genererade långvarig spridning som Jönsson (1992) konkluderar, speciellt då bönder inte minst i Danmark varifrån mycket av inspirationen kom (Jönsson, 1992; Barring m.fl., 2003), insåg efter en tid att enradiga häckar inte hjälpte tillräckligt mot erosionen (L. Törner, 2014, pers. komm.) varav flera därifrån flitigt ersätt dessa med flerradiga häckar (Länsstyrelsen, 1989).



Bild 2. Exempel på enkelradig lähäck. Bilden är tagen av Lars Törner. Bilden har publicerats med tillåtelse från Lars Törner.

Från etableringarna av lähäckar på Borgeby under 1980-talet framgår istället att de satsningar som gjordes utifrån fokus på Danskarnas dåvarande koncept; flerradiga häckar (L. Törner, 2014, pers. komm; Länsstyrelsen, 1989), åtminstone gav effekt nog för att reducera vinderosionen somliga vårar på studerade fält med sockerbetor (L. Törner, 2014, pers. komm.). De vaga resultaten kan dock mycket väl ha att göra med frånvaron utav vetenskapligt intresse att systematiskt verifiera inverkan från häckarna, som L. Törner (2014) pers. komm. Upplyser om. Satsningarna i Köpingshus resulterade som nämnt i att vinderosionen som rådde förr är frånvarande idag (J. Göransson, 2014, pers. komm.). En av häckarna är dock enradig, men precis som J. Göransson (2014) pers. komm. kommenterade; bör tillämpningen utav reducerad markbearbetning räknas in i sammanhanget. Samtidigt kan det inte uteslutas att tillämpningen utav två parallella häckar bidragit till att reducera vindar. Baserat på nuvarande fakta kännetecknas övriga exempel förutom Åkesdal endast av häckar i åkerkanter (L. Törner, 2014, pers. komm; Länsstyrelsen, 1989; J. Göransson, 2014, pers. komm.) och L. Törner (2014) pers. komm. menar ändå att flera häckar bör efterstävas; gärna på landskapsnivå om det ska ge övergripande effekt på vindhastigheterna. Samtidigt kan det konkluderas att fem enradiga, mer eller mindre parallella häckar, inte bidragit mot erosionen (J. Göransson, 2014, pers. komm.). På sätt och vis talar situationen för att forskning kan efterfrågas kring flerradiga lähäckars inverkan i parallell konstellation över odlingsarealen. Dylig forskning bedrivs därutöver sedan några år tillbaka utav en skara forskare i Sverige hand i hand med ett antal bönder med sina respektive försöksgårdar på olika platser i Sverige, ledda utav bl.a. Johanna Björklund och Alf Ekblad, verksamma på Örebro universitet. Det har dock inte kunnat verifieras i arbetet om bidragande effekter mot erosion påvisats i området kring Barsebäck.

Precis som Smith m.fl. (2012) redogör även Länsstyrelsen (1989) med fakta från Olesen (1980), att lähäckars vindreducerande verkan sträcker sig upp till trettio gånger deras höjd. Dock trycker Olesen (1980) enligt Länsstyrelsen (1989) på att sådana häckar håller högsta kvalité. Mer information om avstånd och utformning av odlingssystemen senare.

För att nu föra diskussionen till nyttjandet utav lähäckar i Skåne som buffert mot klimatförändringarna kan först nämnas att flera referenser är överens om att det blivit varmare (Lundberg & Moberg, 2008; Cerdán m.fl., 2012; SMHI, 2014a). Det verkar dock finnas åtminstone en nyanserad framtid för möjligheten att även i Sverige, som i andra relativt rika länder, kunna få betalt genom att nyttja odlingssystem vilka binder signifikanta mängder koldioxid i trädets biomassa (Reid m.fl., 2005; Montagnini & Nair (2004). Som med andra ekosystemtjänster kommer resultatet enligt Bommarco m.fl. (2012) bero på hur mycket allmänheten i slutändan är beredd att satsa på sådana ambitioner.

Oavsett diskussioner kring olika långa slutavverkningstider mellan olika klimat (Smith m.fl., 2012; Montagnini & Nair, 2004; Schroeder, 1994) menar Montagnini & Nair (2004) att alléodlingssystem har sina tydliga begränsningar för tillämpningen att binda in koldioxid. Montagnini & Nair (2004) menar att det är förlusten utav massa som sådan i.o.m. relativt intensiv beskärning av träden (upp till en gång i månaden), som är anledningen till att assimilering tydligt begränsas. Medan flertalet andra författare ålägger åtminstone stora delar av förklaringen till andra anledningar jämfört med den av Montagnini & Nair (2004) är det oklart om lähäckar behöver beskäras så ofta utifrån avståndet, med fakta från Cerdán m.fl. (2012) ang. behovet av ex. bättre upptorkning. Schlesinger & Lichter (2001; Guo m.fl., 2009; Drake m.fl., 2011; Clemmensen m.fl., 2013) ser tydliga tecken på att när kol i olika former som koldioxid (ex. i högre koncentration i atmosfären) eller växtrester förs in i jorden, stimuleras omsättningen utav organiskt material i den samma, som resulterar i att stora mängder kol och/eller kväve, beroende på situation och författare, också lämnar systemet.

Det märks också att kompetensen bland forskare inom detta kunskapsområde ökat de senaste tio till femton åren. Först kan nämnas att Schlesinger & Lichter (2001) under den treåriga studien starkt ifrågasatte tidigare litteratur kring möjligheten till inbindning utav koldioxid i jorden under många år på grund av den höga omsättningen utav biomassa i jorden, snarare än just fixering. Samtidigt var de något mer positivt inställda till inbindningen i ovanjordisk växtbiomassa. När Guo m.fl. (2009) publicerat sin artikel var det tydligt att den levande biomassan i jorden började uppmärksammas för att den inverkar på inbindning liksom omsättning av kol, i jord och levande biomassa. Vidare började ett mer integrerat perspektiv för omsättningen av kol som helhet inom ekosystem bli känt, varav det gjordes omfattande matematiska modeller för olika parallella flöden av kol mellan luft, levande biomassa och jord inom ett begränsat terrestriala ekosystem (Drake m.fl., 2011). Precis som Schlesinger & Lichter (2001) erkände Drake m.fl. (2011) en begränsning i växtresters funktion i att bevara inbundet kol, liksom menade att det inte var någon nettoackumulering i marken

under de tolv åren aktuellt försök pågick. I artikeln av Drake m.fl. (2011) hade också på allvar rollen från mykorrhiza som funktion i sammanhanget inkluderats och diskuterades ordentligt.

När artikeln utav Clemmensen m.fl. (2013) publicerades var det tydligt att tidsperspektivet också räknats in i sammanhanget. De presenterar till stor del helt nya perspektiv för hur dynamiken inom markfloran påverkar inbindningen utav kol i marken inom terrestriala ekosystem, som till stor del kretsar kring just tiden sedan senaste störningen utav systemet. Vid störning av systemet stimuleras omsättningen utav organiskt material i det samma vilket är anledningen till den ökade tillgången på kväve i jorden pga. av frisättning av näring i samband med att organiskt material bryts ned. Clemmensen m.fl. (2013) erkänner en högre primär nettoproduktion (NPP) inom studerade ekosystem som senast utsatts för störning och där omsättningen utav organiskt material är som störst. Dock menar de samma att ekosystem med högre nivå av NPP jämfört med ett annat med lägre NPP, inte innebär högre inbindning utav kol; snarare tvärs om på grund av den snabba omsättningen utav kolet. Förklaringen på detta ansågs bero på en förändrad balans av förhållandet mellan producerat och respirerat mycelium hos mykorrhiza anknuten till växtrötterna. Med tiden efter störning, hand i hand med lägre omsättning i jorden utav ämnen som åtminstone kol och kväve, tog det längre tid innan undersökta mycelier bröts ned, vilket resulterar i mer bevarat nettovärde utav kol i jorden (Clemmensen m.fl., 2013).

Således menar Clemmensen m.fl., 2013) att det är kolet bundet i mykorrhizan inom studerade ekosystem i relativt sena successionsstadier som står för merparten utav den totala inbundna mängden i jorden. Vidare kan det konstateras att tidsperspektivet som dessa författare åtminstone räknade på skiljer sig mycket starkt mot de mer begränsade tidsskalorna som nyttjades utav flera tidigare författare. Utifrån de tydliga sambanden under genomförda försök mellan gällande störningar av ett ekosystem mot uppmätta resultat av assimilerad liksom respirerad mängd kol i jord samt i levande vedartad biomassa (Clemmensen m.fl., 2013), tillsammans med påvisad ökad respiration i marken från jordbruk jämfört med skogsbruk (Dixon m.fl., 1994), förestår det troligt att lähäckar intill eller på arealer binder mycket mindre mängd kol jämfört med större arealer av skog. Det innebär dock inte att det vore onödigt att satsa på lähäckar som assimilatorer utav kol i Skåne. Speciellt med fingervisningen utav de mängder som ansågs kunna bindas in över arealer i USA (Montagnini & Nair (2004). Samtidigt kan det konstateras att träden inom försök med agroforestrysystem ökat andelen inbundet kol, kväve liksom andra ämnen i jord intill träden (Park m.fl., 1994; Udewatta m.fl., 2008; Lee & Jose, 2003; Mungai m.fl., 2005; Lacombe m.fl., 2009; Seiter m.fl., 1999; Zhang, 1999; Méndez m.fl., 2009; Thevathasan & Gordon, 2004; Smith m.fl., 2012). Utifrån att lähäckarna dessutom bidrar med ekosystemtjänster som skydd mot vinderosion (Jönsson, 1992; Smith m.fl., 2012; Länsstyrelsen, 1989; J. Göransson, 2014, pers. komm. hand i hand med att odlingsåtgärder som reducerad jordbearbetning visat sig bidra starkt positivt till den relativa kolhalten i jorden (Dixon m.fl., 1994) finns möjligheten att bonden själv har friheten att påverka resultaten efter eget tycke i.o.m. etablering av

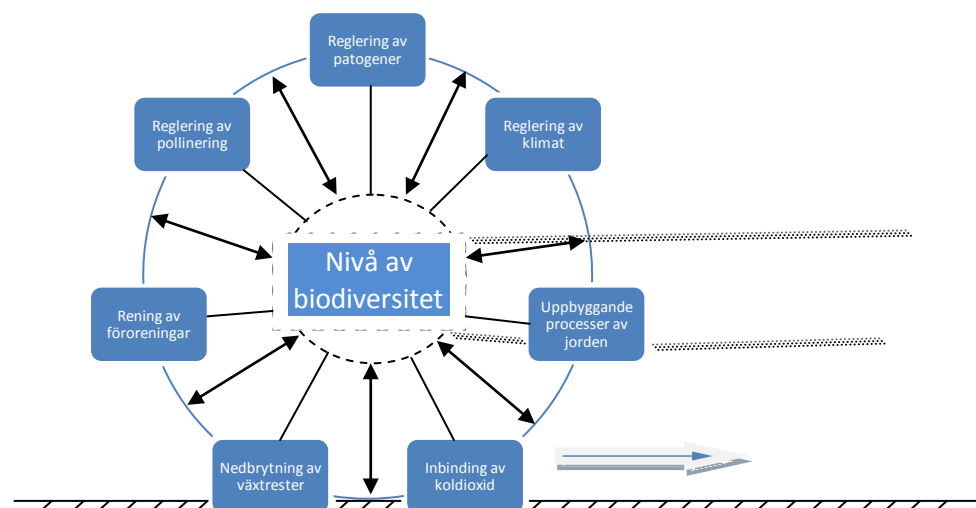
perenna växter och odlingsåtgärder. Det framstår intressant i sammanhanget att J. Göransson (2014) pers. komm. rapporterade om bättre värden i åkerjorden på dennes mark i Skåne, efter lähäckar och bedrivandet utav "strip tillage" började.

Angående problem från det intensiva jordbruket med övergödning liksom andra föroreningar som gifter (Jose m.fl., 2004; Reisner m.fl., 2007; Vattenmyndigheten, 2010; SLU, 2014) framgår att både träd (Eichhorn m.fl., 2006; Smith m.fl., 2012) och våtmarker (Dänhardt m.fl., 2013; Reid m.fl., 2005; Strand & Feuerbach, 2014) fungerar som naturliga sänkor utav dessa ämnen. Dänhardt m.fl. (2013) menar exempelvis att stora utdikningar utav våtmarker minskat landskaps förmåga att hålla kvar ämnena som resulterar i urlakning liksom övergödning utav sjöar och hav som Östersjön. Det framgår samtidigt från en rad håll av världen att agroforestrysystem som alléodlingssystem; ex. (Allen m.fl., 2004) och strandnära skyddszoner; ex. (Lee m.fl., 2003; Strand, 2013; Strand & Feuerbach, 2014) påvisar trädens motsvarande styrkor att reducera spridningen liksom urlakning av införda ämnen i odlingssystemen. Exempelvis har John strand och Peter Feuerbach senare år erhållit flera utmärkelser för deras arbete med våtmarker och buffertzoner som strandnära skyddszoner varav de i år; 2014, tog emot Artdatabankens Naturvårdspris (Strand & Feuerbach, 2014).

Det framgår från många platser i världen att agroforestrysystem främjar biodiversiteten inom odlingssystemet och i vissa fall även långt utanför; ex. Harvey & Gonzáles-Villalobos, 2007; Perfecto m.fl., 2009). Somliga exempel inkluderar också lähäckar; ex. (Montagnini m.fl., 2013; Brandle m.fl., 2004; Ellis m.fl., 2000; Smith m.fl., 2012; Peng m.fl., 1993). Samtidigt som just lähäckar bidrar som korridorer mellan fragmenterade habitat (Dänhardt m.fl., 2013; Montagnini m.fl., 2013; liksom enligt flera referenser (Smith m.fl., 2012) kan fungera som direkt habitat inom odlingssystemet (Dänhardt m.fl., 2013; Brandle m.fl., 2004) är det dock viktigt att förstå att lähäckar många gånger tjänar som tillflyktsort, snarare än som ett föredraget naturligt habitat (Bryson, 1993; Jose, 2009). Tom Tew, en framstående zoolog, menar att många djur inte har något val i områden där deras naturliga habitat försvunnit och menade även med viss ironi att i stort sett det enda mindre däggdjur som inte använder sig av lähäckar för att överleva i starkt enhetliga landskap i England, är igelkotten (hedgehog) (Bryson, 1993). Enligt Dänhardt m.fl. (2013) förefaller det vara en liknande situation även på Skånes intensivt odlade slätter. Det väcker förståelse för tipset från J. Göransson (2014) pers. komm. att en breddning utav lähäckar upp till iaf. 30 meter är positivt för inkluderade organismer och de kan med fördel beroende på situationen breddas än mer. Hiron (2013) vilken utförde en studie kring olika fåglars svar på en rad habitat inom Sydsverige; delvis Skåne, menade att den i slutändan starkaste faktorn för graden utav registrerad fågeldiversitet, oavsett fågelart med sina respektive föredragna habitat, var just antalet mätbara kvarvarande rester från obrukade ytor i landskapet i närheten. Även om lähäckars bidragande förmåga att brygga ihop defragmenterade habitat säkerligen kommer vara mycket betydelsefull i ett landskap som så starkt associeras med den Atlantiska regionen av Meeus (1995) vari dessa egenskaper anses speciellt viktiga enligt Mosquera-

Losada m.fl. (2008), är fortfarande bristen på habitat som skog till djur vilka behöver större sammanhängande områden (Smith m.fl., 2012), ett faktum i stora delar av Skåne (Dänhardt m.fl., 2013). Närhet till skog har även ansetts viktigt för somliga arter som delvis rör sig inom agroforestrysystem (Cerdán m.fl., 2012).

Arne Anderberg som är professor i botanik och verkar på Naturhistoriska riksmuseet, kallar på förståelsen att när växter försvinner från platsen, försvinner samtidigt delar av det faktiska habitatet (WWF, 2013d). Sådana förluster leder därutöver till sekundära negativa effekter på övrig artsammansättning på platsen när organismer beroende utav de bortvalda växterna blir lidande (Dänhardt m.fl., 2013). Det är helt klart att aktuella organismer vilka nyttjar agroforestrysystem som ex. lähäckar som huvudsakligt habitat (Brandle m.fl., 2004; Smith m.fl., 2012) förutsätts vara antingen starkt specialiserade till det specifika habitatet, eller att de klarar av de störningar som pågår i liksom omkring, vilket Mosquera-Losada m.fl. (2008) respektive (Smith m.fl., 2012; Jose, 2009) nämner som fungerande omständigheter för överlevnad i agroforestrysystem. För Skånes del har dock flera slags fågelarter av olika storlekar iakttagits söka sig till etablerade lähäckar (Länsstyrelsen, 1989). Intressant är att fåglar värderas som bra indikatorer på att föda som ex. insekter inom näringskedjan också är närvarande (Hiron, 2013) vilket också verifierades utav åtminstone Josefsson m.fl. (2013) under deras försök utanför Uppsala, ämnat studera hur kantzoner påverkar dylika samband. Även andra referenser redogör för att fåglars och mindre djurs närvaro som humlor, myggor liksom flugor följer på varandra på betesmarker, i lähäckar, liksom inom städer (Söderström m.fl., 2001; Länsstyrelsen, 1989; Helmfrid, 2012. Således kan mer forskning inom aktuellt ämne berättigas för vidare förståelse utav lähäckars inverkan på djurlivet i Skåne.



Figur 4. Figuren ämnar förklara hur biodiversiteten av växter och djur är inblandade i alla de processer som pågår inom biosfären, varav somliga finns skildrade i figuren. Graden utav biodiversitet hjälper till att hålla ekosystem och dessa processer stabila, precis såsom integreringen utav ekrar till hjulen ökar hållbarheten på det fysiska hjulet. Cykelkedjan till navet; biodiversiteten, skildrar hur hjulet kan fortsätta bära upp cyklisten för varje tramptag som i bilden kan stå för ex. en

generation efter nästa. Figuren bygger på fakta från WWF (2012b); Rockström & Klum (2012); Handa m.fl. (2014); Garibaldi m.fl. (2013); Jose (2009) och McDaniel m.fl. (2014).

Vad gäller inverkan på biodiversiteten av lähäckar kan frågan till sist ställas; varför ska hänsyn tas till diversitet och mångfald av närvarande organismer inom ekosystem, som Jose (2009; WWF, 2012b; Rockström m.fl., 2009a) efterfrågar? Svaret kommer från flera författare verksamma inom ämnet vilka menar att mångfalden av liv reglerar de processer som pågår inom ekosystemet; ex. (Jose, 2009; WWF, 2012b). På så vis kan varningen från Rockström & Klum (2012) ang. faran för människan själv i.o.m. biodiversitetens degradering rättfärdigas. När en jämförelse mellan flera referenser görs verkar den biologiska mångfalden på jorden vara som navet i ett konstant rullande, till viss del självreparerande cykelhjul och är inblandad i många olika processer, som reglering utav det globala klimatet till den renande förmågan av vatten; ex. (Rockström & Klum, 2012; WWF, 2012b). Se figur 4. Högre andel mångfald bland växter i agroforestry- och skogssystem stödjer även mångfalden i jorden (Jose, 2009), men mer om dessa interaktioner senare.

Det framgår i sammanställningen att flera agroforestrysystem på sina respektive geografiska platser i världen påvisats främja habitat för naturliga fiender nog att dessa bidragit till reducering av skadegörare i aktuella odlingssystem; ex. (Peng m.fl., 1993; Naeem m.fl., 1994; Stamps m.fl., 2002), till signifikanta nivåer för de senare två referenserna. Resultat från Peng m.fl. (1993) beror troligtvis på att de redogjorde för antalet snarare än interaktionen mellan de två grupperna. Samtidigt är relativt lite information tillgänglig inom den vetenskapliga litteraturen åtminstone på engelska kring motsvarande effekter från just lähäckar. Det är dock inte förvånande utifrån det lilla intresse som enligt Naturvårdsverket (1996) funnits för etableringen utav dessa i Sverige. Rapporterade försök som dock erhållits i sammanställningen kommer från Peng m.fl. (1993) och Naeem (1994) vilka utförde sina studier inom samma odlingssystem utformat som ett alléodlingssystem med intilliggande häck som gränsade till odlingsarealen. Peng m.fl. (1993) åsyftar just häcken för en rad positiva effekter på dels naturliga fiender när dessa jämför de spatiala delarna av odlingssystemet. Det är desto oklarare vilken del av odlingssystemet som Naeem (1994) åsyftar.

Erhållna litteraturstudier i sammanställningen som inkluderar positiva effekter från lähäckar för naturliga fiender, direkt, kommer från Länsstyrelsen (1989) och Dänhardt m.fl. (2013). Vidare trycker Dänhardt m.fl. (2013) på den enormt viktiga rollen som de kvarvarande s.k. småbiotoperna; ex. häckar eller kantzoner, spelar för den biologiska mångfalden, inklusive naturliga fiender. Organismer är i ett strängt behov utav någon slags tillflyktort undan störningarna på fälten (Dänhardt m.fl. (2013), varav uppmaningar utav de samma för att främja ekosystemtjänster från naturliga fiender till skadedjur i Skåne är just delvis att etablera mer småbiotoper som lähäckar. Intressant i sammanhanget är att en bonde i Kalifornien, USA, vilken till skillnad från många andra intervjuade inte hade anlagt lähäckar,

menade att grannens häck bidrog till reducerade mängder skadegörare på dennes fält (Brodt m.fl., 2009).

Lundberg & Moberg (2008) vilka menar att bidraget från ekosystemtjänsterna över huvudet taget går hand i hand med tillgängligheten utav biologisk mångfald, får även bifall utav Dänhardt m.fl. (2013) ang. att detta gäller åtminstone för effektiviteten utav biologisk mångfald enligt ett flertal studier. Faktiskt har ett antal exempel också erhållits ang. hur viktig tillgängligheten utav biologisk mångfald verkar vara för graden av överlevnad för organismer. Exempelvis kan nämnas studien från stubbskottsängen i Hörjel, Skåne, utav Nihlgård m.fl. (2013b) vari det bevisades att ekar intill almar skyddade de senare mot angrepp utav almsplintborren tillika almsjukan. På grund av brist på pengar till önskat upplägg av studien kunde endast uppskattningar göras ang. vad anledningen till detta berodde på, vilket efter studien antogs vara associerat med bladverken från ekarna. När dessa fälldes dog många almar i studien redan under slutet av säsongen, medan övriga träd utom ett visade tecken på svåra angrepp (Nihlgård m.fl., 2013b). Vidare exempel på preciserade skyddande samband mellan växter är nämnt exempel utav Whitefield (2010) ang. tagetes som skyddat tomater från nematoder, liksom visade sig utöva allelopati gentemot kirskål och åkervinda. Ett till exempel vilket däremot innehåller mer dynamik insekter emellan liksom gentemot deras naturliga fiender kommer från Ehnström (2011) vilken skriver att sälj (*S. caprea*) kan användas som försvar av insekter mot sina fiender utifrån att flera olika rovdjur som myror och fåglar starkt reagerar på substanser trädet ger ifrån sig. Sälgen kan även skydda sig själv från bladätare med substanser i bladen (Ehnström, 2011). Utifrån att många Salixarter, speciellt säljen är så fundamentalt viktig för biodiversiteten inkl. pollinatörer (mer om de senare sedan) då den kan utgöra habitat för många hundra olika arter beroende på dess ålder liksom räddar många tallar från älgens betande, är den ett måste på, eller intill, odlingsarealen (Ehnström, 2011). Även många svampar lever på säljen (Ehnström, 2011). Samtidigt dras fåglar till den i.o.m. den stora närvaron utav insekter och speciellt viktigt i sammanhanget är att den s.k. vitryggiga- liksom större hackspetten gärna letar insekter och boplats i äldre, mer bearbetningsvänliga säljar (Ehnström m.fl., 2011).

Det finns således en rad faktiska, inte minst vetenskapliga iakttagelser, som pratar för att mångfald av organismer i odlingssystemet ger självreglerande verktyg för en ökad hälsa inom det samma, vilket (Smith m.fl., 2012; Jose m.fl., 2004) insinuerar, liksom också (Whitefield, 2010; Lundberg & Moberg, 2008) vidare konkluderar. Således talar situationen för att lähäckar, vilka redan utgör ett relativt ansträngt habitat, (Bryson, 1993; Jose, 2009) bör innehålla så många olika arter av träd och buskar som möjligt. Speciellt utifrån att en studie utförd i Svenska skogar ämnad undersöka hur flera specifika ekosystemtjänster samverkade utifrån nyttjandet av en eller flera träd som ingick i studien; av vilka flera inkluderats i sammanställningen (ex. *P. sylvestris*; *Q. robur*; *S. caprea*; *Alnus glutinosa* m.m.),

visade på att aktuella ekosystemtjänster ökade i effektivitet när flera arter av träd nyttjades inom specificerade ytor (Gamfeldt m.fl., 2013).

Flera referenser belyser att ekosystemtjänster från biodiversiteten kan ökas genom att utgå från ett landskapsperspektiv (Brodt m.fl., 2009; Méndez m.fl., 2009; Bommarco m.fl., 2012; Dänhardt m.fl., 2013). Det verkar gälla även för den biologiska bekämpningen (Bommarco m.fl., 2012; Dänhardt m.fl., 2013). Eftersom olika djur i form av både naturliga fiender och skadegörare rör sig över sina respektive olika avstånd och på olika sätt, menar dock Dänhardt m.fl. (2013) att valet av landskapets utformning behöver tänkas igenom i.o.m. främjande åtgärder. Brodt m.fl. (2009) vilka även erkänner häckars inverkan på biodiversiteten över landskapsperspektivet efterfrågar just att forskningen ang. kantzoner; ex. lähäckars inverkan på biodiversiteten, ändras från att fokusera på enskilda gårdar till att snarare utgå ifrån hur häckar integrerar med det större landskapet.



Bild 3 och 4. Exempel på hur det kan se ut med tillämpningen utav lähäckar över ett landskapsperspektiv. Bilden t.v. (3) är tagen av Erwin Cole, USDA - Natural Resources Conservation Service 1997 och skildrar lähäckar i North Dakota, USA, för skydd mot vinderosion. Bilden är publicerad med tillåtelse från The University of Illinois Extension. Bilden t.h. (4) skildrar användningen av lähäckar över ett mindre landskapsperspektiv i Indian head i Saskatchewan, Canada. Bilden är publicerad med tillåtelse av www.producer.com.

För att nu återkoppla till lähäckar och pollinatörer i Skåne har det redan verifierats att lähäckar inverkar positivt på de senare inom fruktodlingar i.o.m. att de visats bidra med tidigare blomning liksom främjat pollinatörerna i sig (L. Törner, 2014, pers. komm.). Att blomningen tidigareläggs är troligtvis inte att underskatta utifrån att Ehnström (2011) menar att många pollinatörer är i stort behov av tillgänglig föda, speciellt tidigt på våren. Även om det framgår av den samma att tiden för blomning av bärbuskar och fruktträd inte verkar kunna mäta sig med hur tidigt säljen blommar (Sälj > bärbuskar > fruktträd) (Ehnström 2011), kan det säkerligen ändå göra åtminstone viss skillnad för närvarande pollinatörer. Det ska tilläggas i sammanhanget att medan lähäckar påvisats bidra i fruktodlingar för pollinatörer bör det ändå göras viss reflektion mellan hur fruktträd jämfört med somliga ex. grödor skiljer sig åt i utbud av blommor på arealen. Det verkar vara av delvis dylika anledningar som Ehnström (2011) trycker på den enormt universella funktion säljen har för mångfalden, speciellt i början av säsongen för just pollinatörerna, i.o.m. att trädet erbjuder den första tillgängliga födan många av dessa erhåller på våren då den med viss variation, börjar blomma redan i mitten av april (Ehnström (2011)). Således är det uppenbart att lähäckar/intilliggande areal eller båda två behöver ha ett generellt utbud av blommor för

pollinatörer också resten av säsongen, även om sälj liksom andra Salixarter; vilka åtminstone somliga bin övergår till i tur och ordning senare på säsongen (Ehnström, 2011), inkluderas i lähäckarna.

Litteratur liksom försök angående just lähäckars inverkan på extrema väder har inte erhållits under sammanställningens gång. Utifrån det relativt långa avståndet mellan häckarna utefter valt radavstånd inom diskussionen (Länsstyrelsen, 1989) är det troligt att större delen av ytorna emellan inte kommer skyddas nämnvärt av häckarna mot ex. starkt strömmande vatten. Dock kommer de troligtvis skydda arealerna närmare häckarna desto mer, utifrån resultaten från Hewley & Dumond (1988). Angående torra klimat är det troligt att situationen blir till det sämre för direkt intilliggande grödor då lähäckar påvisats utgöra en stark konkurrent till grödorna om vatten (Eichhorn m.fl., 2006), speciellt i fall av frånvaro av nederbörd (Jose m.fl., 2004). Dock är det ingenting som motsäger att lähäckarna kan mildra situationen för de växterna i närheten, bortanför trädens konkurrerande zon i marken i.o.m. en skuggande förmåga, utifrån jämförd fakta mellan (Bird, 1998; Jose m.fl., 2004; Smith m.fl., 2012).

Angående bidraget från lähäckor för kulturellt berikande ändamål kan först nämnas att ingen information hittats kring lähäckor i sig. Inte heller Herzog (1998) vilken snabbt nämnde att lähäckor är en av de mest studerade agroforestrysystemen i tempererade delar av Europa (med undantag för bl.a. boreala zonen), inkluderade information om dess kulturella betydelse, men dock dess ekologiska. Vidare var flera av dessa ekosystemtjänster så pass vagt beskrivna utav Reid m.fl. (2005) att försök att bearbeta dessa specifika, undveks i sammanställningen. Gällande sådana, rakt översatta från engelska för objektiv bedömning var: "cultural diversity, spiritual and religious values, knowledge systems, educational values" och "inspiration". Det tycktes också vara svårt för Walter V. Reid (se bilaga 1) att på ett utförligt sätt försöka förklara t.ex. punkten "knowledge systems". Det framstår vidare talande i sammanställningen som att agroforestrysystems kulturella betydelse är mycket starkare i t.ex. Tyskland än i Sverige, utifrån (Eichhorn m.fl., 2006; Herzog, 1998) ihop med frånvaron av verifierande information för Sverige. Att Naturskyddsföreningen (2013) nämner skogens betydelse för Svenska människor behöver samtidigt inte innebära att samma värde läggs i bilden av relativt långt utspridda häckor i Skåne.

Dock verkar somliga specifika kulturella betydelser av lähäckor ha desto mer potential för Skåne, speciellt i.o.m. ekoturism och rekreation. Först kan nämnas den ekonomiska betydelse som ekoturism har för ex. Håkan Strotz, Jägmästare, ihop med dennes fru Ulrika. De driver en företaget Urnatur i Sjögetorp, Ödeshög, med traditionsenligt skogs- (kontinuitetsskogbruk) liksom jordbruk på sammanlagt 40 hektar (Naturskyddsföreningen, 2013). Håkan menar det blir svårt att leva med vad som kan genereras från gården utifrån bilden som lärs ut idag av skogsbruk såväl som jordbruk. Därför utnyttjar de ekoturismen vilken kommit att stå för ca 90 procent utav företagets omsättning, varav ett par dagars företagskonferens på gården kan lätt mäta sig med ett helt års omsättning från skogsbruket

enligt den samma (Naturskyddsföreningen, 2013). Det finns uppenbarligen argument för att kunna ex. bredda sina häckar för både miljömässiga fördelar (J. Göransson, 2014, pers. komm.) liksom för att särskilja sig nog för att locka till sig nyfikna besökare; något som Sverige med dess relativt höga naturvärden nyttjar alltför dåligt enligt Håkan (Naturskyddsföreningen, 2013). Vidare framgår att ett begränsat antal jägare, lantbrukare och naturvårdare faktiskt visat att läplanteringar under 80-talet på åtminstone Borgeby främjat jakt utav vilt i.o.m. rekreationssyften (L. Törner, 2014, pers. komm; Länsstyrelsen, 1989). Det verkar som lovande resultat för lähäckar i.o.m. att Gamfeldt m.fl. (2012) skriver att värdet för Sveriges naturs genererande utav jaktbart vilt värderats till 460 miljoner amerikanska dollar 2006.

Hur nära samhällen skulle kunna tjäna på planteringen utav lähäckar verkar vara för framtiden att utvisa. Argument som lättnader i transportkostnader, ökad diversifiering av produkter, liksom miljömässiga fördelar (Smith m.fl., 2012) väger dock till fördel för konceptet.

Angående trädens fördelar för understödjande processer kan nämnas att i det tämligen unika försöket från stubbskottsängen i Hörjel, Skåne, var de trädarter som ingick olika specialiserade på att ta upp och omsätta tillgängliga sorters mineralämnen i marken (Nihlgård m.fl., 2013a). Det stödjer samma sorts tes från Whitefield (2010). Enligt de föregående bidrar dessa egenskaper ihop med den kalkrika jorden att detta sällsynta odlingssystem i Sverige kommer vara väldigt långsiktigt stabilt ur produktionssynpunkt (Nihlgård m.fl., 2013a). Utifrån att flera av träden inom denna studie vidare ingår i sammanställningen förefaller det troligt precis som Montagnini m.fl. (2013) skriver; att lähäckar kommer bidra till odlingssystemet i.o.m. effektiviteten utav näringscirkuleringen. Vidare uttrycker sig Nihlgård m.fl. (2013a) väldigt positivt till den höga basmättnadsgraden som erhöles inom stubbskottsängen på 99-100 procent. Intressant är att Nihlgård m.fl. (2013a) också indirekt backar upp tesen från Cannel m.fl., 1996) ang. en högre biologisk aktivitet i marken i.o.m. skugga. Nihlgård m.fl. (2013a) menar att de fuktigare biotoperna i stubbskottsängen ökar baskatjonerna Na, Ca, Mg och K, ihop med både kol, liksom kväve, jämfört med desto torrare biotoper som jämfördes. Samtidigt saknades järn och aluminium nästan helt i dessa, medan just kol/kväve kvoten sjönk (Nihlgård m.fl., 2013a). Alla vedartade växter som ingick i försöket påvisade dock ungefär samma kolinnehåll i analyserad vedmassa på mellan 47-49 procent (Nihlgård m.fl., 2013a), vilket talar för dess potential att binda in kol åtminstone påföljande påverkan av odlingssystemet, utifrån jämförd fakta mellan Clemmensen m.fl. (2013) och Drake m.fl. (2011).

För att nu återgå till biodiversitetens roll i marken, som tidigare utlovat under rubriken om biodiversiteten kan det konstateras att även Handa m.fl. (2014) påvisar att sammansättningen utav växtsamhällen spelar roll för marklivets omsättning utav organiskt material. De samma backar även upp tesen från Ashman & Puri (2002) ang. vikten florán i marken spelar för omsättningen utav organiskt material (Handa m.fl., 2014). De bevisar

detta för flera olika terrestriala och akvatiska ekosystem på jorden inklusive den boreala zonen, genom att på relativt enkla sätt blanda i ordning ca 2500 st. prov med biomassa under nedbrytning ihop med olika delar av markfloran (Handa m.fl., 2014). Utefter de resultat som erhöles under studien kunde det konstateras att biodiversitet var en gemensam nämnare för synergieffekter mellan organismer och växtrester (Handa m.fl., 2014). Somliga organismer och växter (i form av rester) verkar dock bidra till mer effekt än andra jämförda ur de två kategorierna. Exempelvis påvisades specifika samband mellan rester från kvävefixerande växter ihop med rester från somliga snabbt nedbrutna lövträd, blandade ihop med andra växtrester, att dessa kunde öka omsättningen av kol med upp till 13,5 procent liksom med 32,5 procent för kväve jämfört med annorlunda kompositioner (Handa m.fl., 2014). Angående markfaunan verkar relativt stora ryggradslösa djur vara speciellt viktiga för graden utav omsättning av organiskt material, flera av vilka vidare är utrotningshotade (Handa m.fl., 2014). Vidare talar resultat från Gamfeldt m.fl. (2013) ang. dels högre inbindning av kol i träd och jord vid högre biodiversitet av träd, för att just diversiteten av växterna som nyttjas inverkar på understödjande ekosystemtjänster. Intressant i sambandet är att både Gamfeldt m.fl. (2013) och Handa m.fl. (2014) använder sig av träd för många av dessa resultat.

Under sammanställningen erhöles inget rekommenderat radavstånd mellan lähäckar på arealer i Skåne. Det är å andra sidan inte särskilt förvånande utefter det relativt lilla intresset som verkar finnas för att etablera dessa. Även Naturvårdsverket (1996) erkänner det svaga intresset i åtminstone Sverige. Det kan säkerligen dessutom bero på den stora frånvaron av information kring gynnande effekter på omgivningen (Bird, 1998). I en diskussion ämnad rekommenderade radavstånd i Skåne kan med fördel förhållandet mellan läeffekten mot konkurrensen från lähäckarna användas som åtminstone somliga parametrar. Detta främst utifrån hur ljus, ålder och radavstånd enligt ex. (Smith m.fl., 2012; Mary m.fl., 1999; Eichhorn m.fl., 2006; Benjamin m.fl., 2000) tydligt varit i fokus för upplevda resultat. Genom att behandla bl.a. dessa parametrar med varandra kan slutligen ett slags referensavstånd erhållas med bakgrund till tillgänglig fakta i sammanställningen. Detta avstånd kan kanske åtminstone utnyttjas som bas för framtida ställningstagande liksom för vidare försök inom forskning och utveckling.

Troligtvis kommer konkurrensen om ljuset vara den mest bestämmande faktorn för radavståndet utifrån landskapets geografiska position (Eichhorn m.fl., 2006). Det framgår dock från ett antal försök att valet av växter som samodlas är viktigt i sammanhanget; ex. (Burner, 2003; Burner & Brauer, 2003; Lin m.fl., 1999). Det samma konkluderades också utav Kort (1988) och av Bates (1911) enligt Bird (1998). Det lönar sig således uppenbarligen precis som Whitefield (2010) och Jose m.fl. (2004) menar; att eftersträva bästa möjliga synergism mellan arter. Kort (1988) konkluderade exempelvis att somliga växter svarade bättre på lä än andra.

Samtidigt erkände bl.a. Wanvestraut m.fl. (2004) vatten som den begränsande resursen i odlingssystemet. Vidare menar J. Göransson (2014) pers. komm. att vattenstress var mycket påtaglig i dennes flerradiga lähäck, varav nästan alla av tallarna (*P. uncinata*) hade dött på grund av konkurrensen om vatten inom häcken. Således kan den kritiska effekten från vattenstress verifieras till en begränsande säkerhet även för Skåne. Även om Jose m.fl. (2004) menar att bristen på fakta gjorde det svårt att uttala sig vetenskapligt kring hur konkurrens om näring i agroforestrysystem inom tempererade klimat påverkar skördeutfallet, pratar dock resultaten från en rad försök att det är en väldigt påtaglig faktor; ex. (Miller & Pallardy, 2001; Jose m.fl., 2000). Att konkurrens och därmed rekommenderade radavstånd också påverkas utav trädens ålder råder det föga tvekan om utifrån presenterade agroforestrysystem i sammanställningen (Eichhorn m.fl., 2006; Mary m.fl., 1999). Det framgår exempelvis av (Eichhorn m.fl., 2006) att produktiviteten i odlingssystemet kan starkt ifrågasättas ekonomiskt när trädens höjd överstiger avståndet mellan häckarna i vilka de står. Både Eichhorn m.fl. (2006) och Benjamin m.fl. (2000) visar på att konkurrensen också lättar med längre radavstånd. Än en gång framgår det i texten att trädraderna dock etablerats relativt tätt inom de odlingssystem varifrån nämna aktuella exempel i sammanställningen är hämtade ifrån och flertalet av dessa exempel kommer därutöver från varmare breddgrader än Sveriges; ex. (Mary m.fl., 1999). Det är tydligt utifrån iaf. ett par referenser att speciellt klimatet ihop med jordarna verkar inverka starkt på slutavverkningstidpunkt tillika livslängden av trädraderna i odlingssystemet utifrån fakta från ex. Eichhorn m.fl. (2006) och Mary (1999). När också faktumet att rekommenderade radavstånd mellan lähäckar för skydd mot s.k. betydande vinderosion på odlingsytor i åtminstone Danmark definierats till omkring 15 gånger häckens höjd när vinden är vinkelrätt mot häcken (Länsstyrelsen, 1989), är det i vilket fall inte aktuellt med lika täta radavstånd som inom flertalet nämnda exempel från sammanställningen ang. konkurrens. Avståndet beror även på häckhöjden och om träden i häckarna är åtminstone 8-10 meter höga kommer associerat rekommenderat avstånd vara max 120-150 meter (Länsstyrelsen, 1989). De senare nämner dock det avståndet med en viss konsekvens till smidigheten för dagens mekaniserade jordbruk och nämner avstånd på mellan 200-300 meter som mer passande för denna parameter.

Det senare avståndet kan med hjälp av enkel huvudräkning konkluderas motsvara omkring 30 gånger häckens höjd vilket är det avstånd enligt Olesen (1980), i sin tur enligt Länsstyrelsen (1989), då det ställs mycket stora krav på kvalitén av den samma. Utifrån hoten av vinderosion mot framtidens jordbruk som presenteras utav (Verheijen m.fl., 2009) ihop med att bönder i Skåne enligt Barring m.fl. (2003) mer eller mindre vidtagit bristfälliga initiativ utifrån det svängande klimatet för vinderosionens konsekvenser på arealer, kan det vara hög tid att börja försvara de genererande s.k. ekosystemtjänsterna. Det kan med andra ord vara värt att utgå ifrån det kortare radavståndet. Speciellt utifrån att vinden inte alltid kommer att komma vinkelrätt emot häckarna, vilket enligt Länsstyrelsen (1989) och Jönsson (1992) är den rekommenderade situationen för bäst läeffekt. Om det kan innebära problem för ex. tröskningen under processen att ta sig mellan arealerna bör sådana moment som

Whitefield (2010) menar, tas i beaktning redan i.o.m. etableringen; inte efteråt. Detta då rätt etablering ex. minimerar användningen utav drivmedel just under sådana moment enligt den samme. Då häckars konkurrerande zon i marken enligt Bird (1998) delvis definieras som två gånger deras höjd från stambasen talar det för att konkurrens i marken mellan samodlingsväxter och lähäckar, som nämnt, endast kommer beröra en minoritet utav samodlingsväxterna. Detta kan bidra till att konkritisera tesen från Eichhorn m.fl. (2006); att konkurrens om ljuset kommer i Skåne vara den starkast begränsande faktorn för skörden i odlingssystemet som helhet.

Utifrån att hanteringen av lähäckar enligt flertalet författare åtminstone förväntas kunna vara arbetsintensiv liksom kräva anpassad kunskap (Eichhorn m.fl., 2006; Bryson, 1993; Länsstyrelsen, 1989) rekommenderas en oerfaren odlare av perenna vedartade växter åtminstone till en början att inte understiga det rekommenderade radavståndet av Länsstyrelsen (1989) på 15 gånger häckarnas höjd när dessa är mellan 8-10 meter höga. Graden utav främjandet av andra ekosystemtjänster än just den för minskad erosion kommer därmed begränsas till denna konstellation. Om en bonde å andra sidan upplever att rådande situation tillåter tätare radavstånd är det säkerligen välkommet utifrån ex. biologisk mångfald (Montagnini m.fl., 2013). Därutöver; om monetära värden tillskrivs ekosystemtjänster kommer kanske förhållandet till alternativkostnader förändras utefter ex. ekonomiska parametrar (FAO, 2007; Lundberg & Moberg, 2008), som utefter fakta från Reid m.fl. (2005) kan komma att ompröva bondens situation till radavstånden i framtiden, vilket troligtvis blir till än mer fördel för flera genererande processer i det lokala ekosystemet.

Att tänka på ang. ekonomiska utsikter vilka nu används som ett större gränsvärde för graden av främjande utav ekosystemtjänster i stort, är att flertalet inkluderade försök i sammanställningen ang. ex. konkurrens har utförts i odlingssystem med tätare radavstånd som alléodlingssystem och påvisats fungera till en överkomlig ekonomisk omfattning på flertalet platser, ex. (Burner, 2003; Wanvestraut m.fl., 2004; Miller & Pallardy, 2001). Det framstår således troligt att produktiviteten på arealerna mellan lähäckar borde vara minst lika stor. Detta stöds även indirekt utav Länsstyrelsen (1989) i.o.m. att dessa menar, som nämnts, att ev. negativa effekter som snöansamling eller främjande utav nattfrost från lähäckarna troligen kommer vara små jämfört med fördelarna som erhålls. Ansamling av snö, om reflektion ska göras, har ex. som nämnts utav Bird (1998) och Ellis m.fl. (2000) visat sig positivt i många fall för arealen i stort utifrån ökad tillgången av vatten under våren. För att också reducera uppenbara kostnader listar Länsstyrelsen (1989) upp en rad punkter att tänka på, som att inte etablera häcken intill ex. dräneringssystem eller under upphängda hinder som högspänningsledningar.

Slutsatser

Den befintliga kunskapen som sammanställts i detta arbete visar på stora vinster för jordbrukets hållbarhet genom införandet av mer lähäckar och utveckling av mångfunktionella agroforestrysystem i skånskt jordbruk.

Lähäckar kan minska vinderosionen och samtidigt generera flera andra ekosystemtjänster som exempelvis minskat växtnäringsläckage och bättre förutsättningar för pollinatörer liksom andra nyttodjur. Lähäckar ger ökad variation och förekomst av bo- samt växtplatser, vilket gynnar många växter som djur jämfört med ett homogent odlingslandskap bestående av ettåriga grödor. Trädens omfattande rotsystem förbättrar markstrukturen, ökar kolinlagring, markbördighet, samtidigt som de kan ta upp växtnäring och vatten från djupare markhorisonter vilket förbättrar resursutnyttjandet liksom minskar riskerna för näringsläckage.

Flera olika trädarter har potential att generera ekosystemtjänster och för skånska förutsättningar kan exempelvis al, ask, bok, ek, körsbär, poppel, päronträd, robinia, sälg, tall och äppelträd vara intressanta. Avstånden mellan lähäckar som planteras i rader bör anpassas efter trädens höjd för att optimera de positiva effekterna och minimera negativa effekter genom konkurrens om ljus, vatten och näring.

Referenser

- Agnew R. D. M., Sibbald A. R. (1995-96). The avifauna of Glenshaugh silvopastoral site. *Agroforestry forum vol. 7, issue 3, sida 20-21.*
- Allen E. B., Allen M. F., Helm D. J., Trappe J. M., Molina R, Rincon E. (1995). Patterns and regulation of mycorrhizal plant and fungi diversity. *Plant and soil vol. 170, issue 1, sida 47-62.*
- Allen S. C., Jose S., Nair P. K. R., Brecked B. J., Nkedi-Kizzab P., Ramsey C. L. (2004). Safety-net role of tree roots: evidence from a pecan (*Carya illinoensis* K. Koch)–cotton (*Gossypium hirsutum* L.) alley cropping system in the southern United States. *Forest ecology and management vol. 192, issue 2-3, sida 395-407.*
- Altena H. J. (1978). The effects of belts of trees on the production of the adjoining grasslands. De invloed van beplantingsstrook op de produktie van het aangrenzende grasland. *Bedrijfsontwikkeling [0303-4127] Altena, H J vol. 9, issue 9, sida 751-753.*
- Anderson V. L., Bird J. (1993). Effects of shelterbelt protection on performance of feedlot steers during a North Dakota winter. 1993 Beef Production Field Day, Carrington Res. Ext. Ctr., Livestock Unit, vol 16, sida 19-21. North Dakota State Univ., Fargo.
- Ashman M. R., Puri G. (2002). Essential soil science: a clear and concise introduction to soil science. *Blackwell Science Ltd., Malden.*
- Attah-Krah A. N. (1990). Alley farming with *Leucaena* – effect of short grazed fallows on soil fertility and crop yield. *Experimental agriculture vol. 62, issue 1, sida 1-10.*
- Bagley W. T. (1964). Responses of tomatoes and beans to windbreak shelter. *Journal of soil and water conservation vol. 19, sida 71-73.*
- Bailey H. P. (1979). Semi-arid climates: their definition and distribution. I *Agriculture in semi-arid environments*, ed. Hall A. E., Cannel G. H., Lawton H. W., sida 73-97. Ecological studies vol. 34. Springer-Verlag, Berlin.
- Bari M. A., Schofield N. J. (1991). Effects of agroforestry-pasture associations on groundwater level and salinity. *Agroforestry systems vol. 16, sida 13-31.*
- Bates C. G. (1911). Windbreaks: their influence and value. USDA, Forest Services Bulletin 86 *Govt. Printing Office, Washington.*
- Benjamin T. J., Hoover, W. L., Seifert J. R., Gillespie A. R. (2000). Defining competition vectors in a temperate alley cropping system in the midwestern USA - 4. The economic return of ecological knowledge. *Agroforestry systems vol. 48, issue 1, sida 79-93.*
- Bird P.R. (1998). Tree windbreaks and shelter benefits to pasture in temperate grazing systems. *Agroforestry systems vol. 41, issue 1, sida 35-54.*

Bharati L., Lee K. H., Isenhardt T.M., Schultz R. C. (2002). Soil-water infiltration under crops, pasture, and established riparian buffer in Midwestern USA. *Agroforestry systems* vol. 56, sida 249-257.

Björklund J. (u.å). Universitetslektor inom – institutionen för naturvetenskap och teknik, Örebro universitet. Ansökan till anslag från Ekhagsstiftelsen med rubriken: Hållbar livsmedelsproduktion i Sverige - att odla och äta från perenna system, steg 2. Opublicerat material.

Bommarco R., Kleijn D., Potts S. G. (2012). Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in ecology and evolution* vol. 28, issue 4, sida 230-238.

Bradshaw C. J. A. (2012). Little left to lose: deforestation and forest degradation in Australia since European colonization. *Journal of plant ecology* vol. 5, issue 1, sida 109-120.

Brandle J. R., Hodges L., Zhou X. (2004). Windbreaks in sustainable agriculture. *Agroforestry systems* vol. 61, sida 65–78.

Brodt S., Klonsky K., Jackson L., Brush S. B., Smukler S. (2009). Factors affecting adoption of hedgerows and other biodiversity-enhancing features on farms in California, USA. *Agroforestry systems* vol. 76, sida 195-206.

Bryson B. (1993). Britain's hedgerows. Med foton av Sam Abell. *National geographics*, September, sida 94-117.

Bugg R. L., Sarrantonio M., Dutcher J. D., Phatak S. C. (1991). Understorey cover crops in pecan orchards: possible managements systems. *American journal of alternative agriculture* vol. 6, issue 2, sida 50-62.

Burgess P. J. (1999). Effects of agroforestry on farm biodiversity in the UK. *Scottish forestry* vol. 53, issue 1, sida 24-27.

Burner D. M. (2003). Influence of alley crop environment on orchardgrass and tall fescue herbage. *Agronomy journal* vol. 95, issue 5, sida 1163-1171.

Burner D. M., Brauer D.K. (2003). Herbage response to spacing of loblolly pine trees in a minimal management silvopasture in southeastern USA. *Agroforestry systems* vol. 57, sida 69-77.

Bärring L., Jönsson P., Mattson J. O., Åhman R. (2003). Wind erosion on arable land in Scania, Sweden and the relation to the wind climate – a review. *Catena* vol. 52, issue 3-4, sida 173-190.

Cannell M.G.R., Noordwijk Van. M., Ong C. K. (1996). The central agroforestry hypothesis: the trees must acquire resources that the crop would not otherwise acquire. *Agroforestry systems* vol. 34, issue 1, sida 27-31.

Cerdán C.R., Rebolledo M.C., Soto G., Rapidel B., Sinclair F.L. (2012). Local knowledge of impacts of tree cover on ecosystem services in smallholder coffee production systems. *Agricultural systems* vol. 110, sida 119-130.

Clemmensen K. E., Bahr A., Ovaskainen O., Dahlberg A., Ekblad A., Wallander H., Stenlid J., Finlay R. D., Wardle D. A., Lindahl. (2013). Roots and associated fungi drive long-term carbon sequestration in boreal forest. *Science* vol. 339, sida 1615-1618.

Cubbage F., Glenn V., Mueller J. P., Robison D., Myers R., Luginbuhl J-M., Myers R. (2012). Early tree growth, crop yields and estimated returns for an agroforestry trial in Goldsboro, North Carolina. *Agroforestry systems* vol. 86, issue 3, special issue SI, sida 323-334.

Cuthbertsson A., McAdam J. H. (1996), The effect of tree density and species on carabid beetles in a range of pasture-tree agroforestry systems on a lowland site. *Agroforestry forum* [0966-8616] Cuthbertson A., vol. 7, issue 3, sida 17-20.

Dixon R. K., Winjum J. K., Andrasko K. J., Lee J. J., Schroeder P. E. (1994). Integrated land-use systems: assessment of promising agroforestry and alternative land-use practices to enhance carbon conservation and sequestration. *Climatic change* vol. 27, issue 1, sida 71-92.

Drake J. E., Gallet-Budynek A., Hofmockel K. S., Bernhardt E. S., Billings S. A., Jackson R. B., Johnsen K. S., Lichter J., McCarthy H. R., McCormack M. L., Moore D. J. P., Oren R., Palmroth S., Phillips R. P., Phippen J. S., Pritchard S. G., Treseder K. K.; Schlesinger W.H., DeLucia E. H., Finzi Adrien C. (2011). Increases in the flux of carbon belowground stimulate nitrogen uptake and sustain the long-term enhancement of forest productivity under elevated CO₂. *Ecology letters* vol. 14, sida 349-357.

Dänhardt J., Hedlund K., Birkhofer K., Jørgensen H. B., Brady M., Brönmark C., Lindström S., Nilsson L., Olsson O., Rundlöf M., Stjernman M., Smith H. G. (2013). (2013). Ekosystemtjänster i det skånska jordbrukslandskapet. Biologiska institutionen samt Centrum för för miljö- och klimatforskning, Lunds universitet. CEC syntes Nr. 1, Lunds Universitet.

Eichhorn M. P., Paris P., Herzog F., Incoll L. D., Liagre F., Mantzanas K., Mayus M., Moreno G., Papanastasis V. P., Pilbeam D. J., Pisanelli A., Dupraz C. (2006). Silvoarable systems in Europe - past, present and future prospects. *Agroforestry systems* vol. 67, issue 1, sida 29-50.

Ehnström B. (2011). Sälj: livets viktigaste frukost. *CBM:s skriftserie Nr. 33, centrum för biologisk mångfald, Uppsala*.

Ekhagstiftelsen (2014-02-24). Beviljade projekt 2011-14. Tillgänglig: <http://www.ekhagstiftelsen.se/projekt/2011-14.html#> [2014-05-29].

Ellis E. A., Nair P. K. R., Linehan P. E., Beck H. W., Blanche C. A. (2000). A GIS-based database management application for agroforestry planning and tree selection. *Computer and electronics in agriculture* vol. 27, issue 1-3, sida 41-55.

Europeiska rådet. (2004). Europeiska rådets beslut (1257/1999/EC) från den 17 maj 1999 angående stöd från Europeiska utvecklings- och garantifonden för jordbruket (EUGFJ) till utveckling av landsbygden och om ändringar och upphävande av vissa förordningar (2004-01-05). Tillgänglig: <http://www.notisum.se/rnp/eu/fakta/..%5Ctag%5C399R1257.htm> [2014-05-29].

Europeiska rådet. (2005). Europeiska rådets beslut (1698/2005/EC) 20 september 2005 angående stöd för utvecklingen av landsbygden genom den Europeiska jordbruksfonden för landskapsutveckling (EAFRD). *Europeiska unionens officiella tidning* L 277/1, 21 oktober, 2005, sida 1-40. EUR-Lex. Tillgänglig: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32005R1698:en:NOT> [2014-05-29].

Europeiska rådet. (2006). Europeiska rådets beslut (2006/144/EC) den 20 februari 2006 angående utformningen för samhällets strategiska roll inom landsbygdsutveckling för perioden 2007 till 2013. Tillgänglig: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:055:0020:0029:EN:PDF> [2014-05-29].

FAO (2007). The state of food and agriculture 2007 - Paying farmers for environmental services. FAO - Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Rome, Italy. Tillgänglig: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a1200e/a1200e00.pdf> [2014-05-29].

Fredriksson F. (2012). Vi hade i alla fall tur med vädret – eller? *Jordbiten* Nr. 2, sida 5.

Fernández-Núñez E., Mosquera-Losada M. R., Rigueiro-Rodríguez A. (2007). Economic evaluation of different land use alternatives: forest, grassland and silvopastoral systems. *Grassland science in Europe* vol. 12, sida 508-511.

Garen E. J., Saltonstall K., Slusser J. L., Mathias S., Ashton M. S., Jefferson H. S. (2009). An evaluation of farmers' experiences planting native trees in rural Panama: implications for reforestation with native species in agricultural landscapes. *Agroforestry systems* vol. 76, sida 219-236.

Garibaldi L. A., Steffan-Dewenter I., Winfree R., Aizen M. A., Bommarco R., Cunningham S. A., Kremen C., Carvalheiro L. G., Harder L. D., Afik O., Bartomeus I., Benjamin F., Boreux V., Cariveau D., Chacoff N. P., Dudenhöffer J. H., Freitas B. M., Ghazoul J., Greenleaf S., Hipólito J., Holzschuh A., Howlett B., Isaacs R., Javorek S. K., Kennedy C. M., Krewenka K., Krishnan S., Mandelik Y., Mayfield M. M., Motzke I., Munyuli T., Nault B. A., Otieno M., Petersen J., Pisanty G., Potts S. G., Rader R., Ricketts T. H., Rundlöf M., Seymour C. L., Schüepp C., Szentgyörgyi H., Taki H., Tscharntke T., Vergara C. H., Viana B. F., Wanger T. C., Westphal C., Williams N., Klein A. M. (2013). Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science* vol. 339, issue 6127, sida 1608-1611.

Gamfeldt L., Snäll T., Bagchi R., Jonsson M., Gustafsson L., Kjellander P., Ruiz-Jaen M. C., Fröberg M., Stendahl J., Philipson C. D., Mikusinski G., Andersson E., Westerlund B., Andrén H., Moberg F., Moen J., Bengtsson J. (2013). Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature communications* vol. 4, Art. Nr. 1340.

Gillespie A. R., Miller B. K., Johnsson K. D. (1995). Effects of ground cover on tree survival and growth in filter strips of the Cornbelt Region of the midwestern US. *Agriculture, ecosystems & environment* vol. 53, issue 3, sida 263-270.

Griffiths J., Phillips D. S., Compton S. G., Wright C., Incoll L. D. (1998). Responses of slug numbers and slug damage to crops in a silvoarable agroforestry landscape. *Journal of applied ecology* vol. 35, issue 2, sida 252-260.

Guo Z. L., Cai C. F., Li Z. X., Wang T. W., Zheng M. J. (2009). Crop residue effect on crop performance, soil N₂O and CO₂ emissions in alley cropping systems in subtropical China. *Agroforestry systems* vol. 76, sida 67-80.

Haldén P. (2013). Skapa fågel- och pollinatörsgynnande områden på gården. *Hushållningssällskapen i Jönköping, Västra Götaland och Värmland Nr. 1*, sida 22-23.

Handa T., Aerts R., Berendse F., Berg M. P., Bruder A., Butenschoen O., Chauvet E., Gessner M. O., Jabiol J., Makkonen M., McKie B. G., Malmqvist B., Peeters E. T. H. M., Scheu S., Schmid B., Van Ruijven J., Vos V. C. A., Hättenschwiler S. (2014). Consequences of biodiversity loss for litter decomposition across biomes. *Nature* vol. 509, sida 218-221.

Harvey C. A., Gonzáles-Villalobos J. A. (2007). Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodiversity and conservation* vol. 16, issue 8, sida 2257-2292.

Hawley J. G., Dymond J. R. (1988). How much do trees reduce landsliding? *Journal of soil and water conservation* vol. 43, sida 495-498.

Helldén U. (2003). Desertification and Theories of Desertification Control: A discussion of Chinese and European concepts. - Proceedings of the China-EU Workshop on Integrated Approach to Combat Desertification, 15-17 okt., Beijing, China, sida 94-104. China Association for International Science and Technology Cooperation.

Helmfrid H. (2012). Växer framtidens mat mellan höghusen? Rapport. *Naturskyddsföreningen, Stockholm*.

Herzog F. (1998). Streuobst: a traditional agroforestry system as a model for agroforestry development in temperate Europe. *Agroforestry systems* vol. 42, sida 61-80.

Hiron M. (2013). *From fields to landscape: effects of agricultural land use and landscape heterogeneity on farmland birds*. Diss. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet.

IAASTD. (2009). Synthesis report; a synthesis of the global and sub-global IAASTD reports, Agriculture at crossroads, 106 sidor. Tillgänglig: [http://www.unep.org/dewa/agassessment/reports/IAASTD/EN/Agriculture%20at%20a%20Crossroads_Synthesis%20Report%20\(English\).pdf](http://www.unep.org/dewa/agassessment/reports/IAASTD/EN/Agriculture%20at%20a%20Crossroads_Synthesis%20Report%20(English).pdf) [2014-05-29].

Ireland A. W., Booth R. K. (2012). Upland deforestation triggered an ecosystem state-shift in a kettle peatland. *Journal of ecology* vol. 100, issue 3, sida 586-596.

Jose S., Gillespie A. R., Pallardy S. G. (2004). Interspecific interactions in temperate agroforestry. *Agroforestry systems* vol. 61-62, issue 1, sida 237-255.

Jose S., Gillespie A. R., Seifert J. R., Mengel D. B., Pope P. E. (2000). Defining competition vectors in a temperate alley cropping system in the midwestern USA - 3. Competition for nitrogen and litter decomposition dynamics. *Agroforestry systems* vol. 48, sida 61-77.

Jose S., Gillespie A. R. (1998). Allelopathy in black walnut (*Juglans nigra* L.) alley cropping. II. Effects of juglone on hydroponically grown corn (*Zea mays* L.) and soybean (*Glycine max* L. Merr.) growth and physiology. *Plant and soil* vol. 203, sida 199-205.

Jose S. (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry systems* vol. 76, issue 1, sida 1-10.

Josefsson J., Berg Å., Hiron M., Pärt T., Eggers S. (2013). Grass buffer strips benefit invertebrate and breeding skylark numbers in heterogeneous agricultural landscape. *Agriculture, ecosystems and environment* vol. 181, sida 101-107.

Jönsson P. (1992). Wind erosion on sugar beet fields in Scania, southern Sweden. *Agriculture and forest meteorology* vol. 62, issue 3-4, sida 141-157.

Kang B. T., Grimme H., Lawson T. L. (1985). Alley cropping sequentially cropped maize and cowpea with *Leucaena* on sandy soil in Southern Nigeria. *Plant and soil* vol. 85, issue 2, sida 267-277.

Khurshudyan P. A., Pogosyan S. A., Dumikyan A. D. (1987). Effect on width of protective forest belts on the soil hydrological regime and the yield of grass stands. *Biologicheskii Zhurnal Armenii* vol. 40, issue 8, sida 640-644.

Kort J. (1988). Benefits of windbreaks to field and forage crops. *Agriculture, ecosystems & environment* vol. 22-23, sida 165-190.

Lacombe S., Bradley R. L., Hamel C., Beaulieu C. (2009). Do tree-based intercropping systems increase the diversity and stability of soil microbial communities? *Agriculture, ecosystems & environment* vol. 131, sida 25-31.

Lee K. H., Isenhardt T. M., Schultz R. C. (2003). Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer. *The journal of soil and water conservation society* vol. 58, issue 1, sida 1-8.

Lee K-H., Jose S. (2003). Soil respiration and microbial biomass in a pecan – cotton alley cropping system in Southern USA. *Agroforestry systems* vol. 58, sida 45-54.

Lin C. H., McGraw R. L., George M. F., Garrett H. E. (1999). Shade effects on forage crops with potential in temperate agroforestry practices. *Agroforestry systems* vol. 44, issue 2-3, sida 109-119.

Lott J. E., Howard S. B., Ong C. K., Black C. R. (2000). Long-term productivity of a *Grevillea robusta*-based overstorey agroforestry system in semi-arid Kenya II. Crop growth and system performance. *Forest ecology and management* vol. 139, sida 187-201.

Lundberg J., Moberg F. (2008). Ekologiskt i Etiopien – odling i samspel med naturen ger ökad skörd och bättre riskspridning. Rapport. *Naturskyddsföreningen, Stockholm*.

Ländell G., Persson L., Wahlstedt G. (2008). Den ekologiska utvecklingen under senare år. Jordbruksverket, statistikrapport 2008:2. *Jordbruksverket, Jönköping*.

Länsstyrelsen. (1989). Plantera lähäckar; erfarenheter från etableringar i Skåne. *Länsstyrelsen, Malmöhus*.

Marcos G. M., Obrador J. J., García E., Cubera E., Montero M. J., Pulido F., Dupraz C. (2007). Driving competitive and facilitative interactions in oak dehesas through management practices. *Agroforestry systems* vol. 70, sida 25-40.

Mary F., Dupraz C., Delannoy E., Liagre F. (1999). Incorporating agroforestry practices in the management of walnut plantations in Dauphiné, France: an analysis of farmers' motivations. *Agroforestry systems* vol. 43, sida 243-256.

McDaniel M. D., Tiemann L. K., Grandy A. S. (2014). Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? A meta-analysis. *Ecological applications* vol. 24, issue 3, sida 560-570.

Meeus J. H. A. (1995). Pan-European landscapes. *Landscape urban planning* vol. 31, sida 57-79.

Méndez V. E., Shapiro E. N., Gilbert G. S. (2009). Cooperative management and its effects on shade tree diversity, soil properties and ecosystem services of coffee plantations in western El Salvador. *Agroforestry systems* vol. 76, sida 111-126.

Miller A. W., Pallardy S. G. (2001). Resource competition across the crop-tree interface in a maize-silvermaple temperate alley cropping stand in Missouri. *Agroforestry systems* vol. 53, sida 247-259.

Mogol J. (2012). Kumm hyllar lövträden i betesmarkerna. *Jordbiten* Nr. 2, sida 4.

Montagnini F., Ibrahim M., Restrepo E. M. (2013). Silvopastoral systems and climate change mitigation in Latin America. *Bios et forêts des tropiques*, issue 316, sida 3-16.

Montagnini F., Nair P. K. R. (2004). Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry systems* vol. 61-62, issue 1, sida 281-295.

Mosquera-Losada M., Santiago-Freijanes J., Fernández-Núñez E., Rigueiro-Rodriguez A. (2008). University of Santiago de Compostela, High Polytechnic School, Crop production Dept, Lugo Spain. Biodiversity and animal feed: future challenges for grassland production. Proceedings of the 22nd General Meeting of the European Grassland Federation, Uppsala, Sverige, 9-12 Juni, sida 733-735.

Mueller N. D., Gerber J. S., Johnston M., Deepak K. R., Ramankutty N., Foley J. A. (2012). Closing yield gaps through nutrient and water management. *Nature* vol. 490, issue 7419, sida 254-257.

Mungai N. W., Motavalli P. P., Kremer R. J., Nelson K. A. (2005). Spatial variation of soil enzyme activities and microbial functional diversity in temperate alley cropping systems. *Biology and fertile soils* vol. 42, sida 129-136.

Naeem M., Compton S. G., Phillips D. S., Incoll L. D. (1994). Factors influencing aphids and their parasitoids in a silvoarable agroforestry system. *Agroforestry forum* vol. 5, issue 2, sida 20-23.

Nageli W. (1941). Ueber die Bedeutung von Windschutzstreifen zum Schutze landwirtschaftlicher Kulturen. *Schweiz Z Forstw* vol. 11, sida 223-276.

Nageli W. (1942). Importance des rideaux-abris contre le vent pour la protection des cultures agricoles. Importance of shelterbelts for the protection of agricultural crops. *Journal forestier suisse*, issue 93, sida 1-20.

Naturskyddsföreningen. (2013). Mossa, massa, människa – en kärleksförklaring till skogen. *Elanders Fälth & Hässler, Värnamo*.

Naturvårdsverket. (1996). Rapport. Temafakta: Kantzoner i jordbrukslandskapet. *Naturvårdsverket, Stockholm*.

Nihlgård B., Dahm H., Lundwall Ulf. (2013a). *Slutrapport innovativ naturvård; Stubbskottsängar och almsjukaresistens*. Bilaga 1; *Näringsbalans i stubbskottsängen på Hörjelgården*. Stiftelsen Hörjelgården inom Naturskyddsföreningen, Projektnummer 500 131. Tillgänglig: <http://skane.naturskyddsforeningen.se/wp-content/uploads/sites/106/2013/09/Bilaga-1.-Stubbskotts%C3%A4ngen-nyWWF.pdf> [2014-05-29].

Nihlgård B., Dahm H., Lundwall Ulf. (2013b). *Slutrapport innovativ naturvård; Stubbskottsängar och almsjukaresistens*. Bilaga 2; *Varför är Almar i närheten av ekar friska?* Stiftelsen Hörjelgården inom Naturskyddsföreningen, Projektnummer 500 131. Tillgänglig: <http://skane.naturskyddsforeningen.se/wp-content/uploads/sites/106/2013/09/Bilaga-2.-AlmarnaWWF.pdf> [2014-05-29].

Olesen, F. (1980). *Læplantning ved landbrugsbygninger*. Landbrugets informationskontor, Udkæssevej 15 8200 Århus n, Danmark.

Olsson K. (2012). Lien ger rikedom i ängarna. *Jordbiten* Nr. 2, sida 17.

Otero J. D., Figueroa A., Muñoz F. A., Peña M. R. (2011). Loss of soil and nutrients by surface runoff in two agro-ecosystems within an Andean paramo area. *Ecological engineering* vol. 37, issue 12, sida 2035-2043.

Park J., Newman S. M., Cousins S. H. (1994). The effects of poplar (*P. trichocarpa x deltoides*) on soil biological properties in a silvoarable system. *Agroforestry systems* vol. 25, sida 111-118.

Payán F., Jones D. L., Beer J., Harmand J-M. (2009). Soil characteristics below *Erythrina poeppigiana* in organic and conventional Costa Rican coffee plantations. *Agroforestry systems* vol. 76, issue 1, sida 81-93.

Peng R. K., Incoll L. D., Sutton S. L., Wright C., Chadwick A. (1993). Diversity of airborne arthropods in a silvoarable agroforestry system. *Journal of applied ecology* vol. 30, issue 3, sida 551-562.

Pereira L. S., Oweis, T., Zairi A. (2002). Irrigation management under water scarcity. *Agricultural water management* vol. 57, issue 3, sida 175-206.

Persson G., Sjökvist E., Åström S., Eklund D., Andréasson J., Johnell A., Asp M., Olsson J., Nerheim S. (2012). *Klimatanalys för Skåne län*. (SMHI, Rapport Nr. 2011:5). SMHI, Norrköping. Tillgänglig:
http://www.lansstyrelsen.se/skane/SiteCollectionDocuments/Sv/miljo-och-klimat/klimat-och-energi/klimatanpassning/kunskapsunderlag/SMHI_klimatanalys_2012.pdf [2014-05-29].

Perfecto I., Vandermeer J., Wright A. (2009). Nature's matrix; linking agriculture, conservation and food sovereignty. *Earthscan, London*.

Petersson G. (1947). Vindens skadegörelse på åkerjord i södra Sverige. Några förslag till stoftflyktens begränsning. Damage done by wind to agricultural land in southern Sweden. A few suggestions towards the limitation of soil drifting (English summary). *Statens jordbruksförsök., Meddelande Nr. 20, 52 sidor*.

Petersson G. (1949). Vinderosion och markvård. Wind erosion and soil conservation. (English summary). *Socker* vol. 5, sida 219-224.

Radcliffe J. E. (1985). Shelterbelt increases dryland pasture growth in Canterbury. *Proceedings of the New Zealand grassland association* 46, sida 51-56.

Regionkommittén. (2013). Yttrande från Regionkommittén – "EU:s sjunde miljöhandlingsprogram" (2013/C 218/08). *Europeiska unionens officiella tidning* vol. 56, sida 53-67.

Reid W. V., Mooney H. A., Cropper A., Capistrano D., Carpenter S. R., Chopra K., Dasgupta P., Dietz T., Duraipappah A. K., Hassan R., Kasperson R., Leemans R., May R. M., McMichael T. A.

J., Pingali P., Samper C., Scholes R., Watson R. T., Zakri A.H., Shidong Z., Ash N. J., Bennett E., Kumar P., Lee M. J., Raudsepp-Hearne C., Simons H., Thonell J., Zurek M. B. Ytterligare författare: MA Coordinating Lead Authors, Contributing Authors, Sub-global Assessment Coordinators. (2005). Millennium Ecosystem Assessment - Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Rapport. *Island Press, Washington*. Tillgänglig: <http://www.unep.org/maweb/documents/document.356.aspx.pdf> [2014-05-29].

Reisner Y., de Filippi R., Herzog F., Palma J. (2007). Target regions for silvoarable agroforestry in Europe. *Ecological engineering vol. 29, issue 4, sida 401-418*.

Riksen M., Brouwer F., de Graaff J. (2003). Soil conservation policy measures to control wind erosion in northwestern Europe. *Catena vol. 52, issue 3-4, sida 309-326*.

Rockström J., Klum M. (2012). *Vår tid på jorden*. Stockholm, Bokförlaget Langenskiöld.

Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson Å., Chapin III F. S., Lambin E. F., Lenton T. M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H. J., Nykvist B., de Wit C. A., Hughes T., Van der Leeuw S., Rodhe H., Sörlin S., Snyder P. K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R. W., Fabry V. J., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen P., Foley J. A. (2009a). Planetary boundaries: exploring a safe operating space for humanity. *Ecology and society vol. 14, issue 2, 32 sidor*. [Online]. Tillgänglig: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/> [2014-05-29].

Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson Å., Chapin III F. S., Lambin E. F., Lenton T. M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H. J., Nykvist B., De Wit C. A., Hughes T., Van der Leeuw S., Rodhe H., Sörlin S., Snyder P. K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R. W., Fabry V. J., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen P., Foley J. A. (2009b). A safe operating space for humanity. *Nature vol. 461, issue 7263, sida 472-475*.

Rodale Institute. (u.å.). The farming systems trail celebrating 30 years report. Rodale Institute 611 Siegfriedale Road Kutztown, PA 19530-9320 USA. Tillgänglig: <http://66.147.244.123/~rodalein/wp-content/uploads/2012/12/FSTbookletFINAL.pdf> [2014-05-29].

Russell G., Grace J. (1979). The Effect of Shelter on the Yield of Grasses in Southern Scotland. *Journal of applied ecology vol. 16, sida 319-330*.

Ryschawy J., Choisis N., Choisis J. P., Joannon A., Gibon A. (2012). Mixed crop-livestock systems: an economic and environmental-friendly way of farming? *Animal vol. 6, issue 10, sida 1722-1730*.

Scharff N., Henning A. (2008). Vad jag finner i skogen. Översatt till Svenska av Håkan Elmquist och Kicki Elmquist. *Prisma, Stockholm*.

Schroeder P. (1994). Carbon storage benefits of agroforestry systems. *Agroforestry systems vol. 27, issue 1, sida 89-97*.

Schlesinger W. H., Lichter J. (2001). Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots under increased atmospheric CO₂. *Nature* vol. 411, sida 466-469.

Seiter S., Ingham E. R., Horwath W. R., William R. D. (1995). Increase in soil microbial biomass and transfer of nitrogen from alder to sweet corn in an alley cropping system. In: Ehrenreich J. H., Ehrenreich D. L., Lee H. L. (Eds.), *Growing a Sustainable Future. Proceedings of the Fourth North American Agroforestry Conference, Boise*, sida 156-158.

Seiter S., Ingham E. R., William R. D. (1999). Dynamics of soil fungal and bacterial biomass in a temperate climate alley cropping system. *Applied soil ecology* vol. 12, sida 139-147.

Seufert V., Ramankutty N., Foley J. A. (2012). Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* vol. 485, sida 229-232.

Shamsutdinov Z. S. (1976). Haxylon aphyllon pasture protective belts. *Vestnik Sel'skokhozyaistvennoi Nauki, Mowkow, USSR Shamsutdinov, Z S, issue 9*, sida 177-123.

Sharrow S. H., Ismail S. (2004). Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agroforestry systems* vol. 60, issue 2, sida 123-130.

Shively G. E., Zelek C. A., Midmore D. J. and Nissen T. M. (2004). Carbon sequestration in a tropical landscape: an economic model to measure its incremental cost. *Agroforestry systems* vol. 6, issue 3, sida 189-197.

SLU. (2014). Nyhetsarkivet SLU 2014-03-04 - Övåntade miljögifter i blodet hos Uppsålas beslutsfattare. Tillgååglig: <http://www.slu.se/sv/om-slu/fristaende-sidor/aktuellt/alla-nyheter/2014/3/ovantade-miljogifter-i-blodet-hos-uppsalas-beslutsfattare/> [2014-05-29].

SMHI. (2014a-05-29). SMHI – klimatscenarier. Tillgååglig: <http://www.smhi.se/klimatdata/Framtidens-klimat/Klimatscenarier/Lan#area=lan&dnr=0&sc=rcp85&seas=ar&var=t> [2014-05-29].

SMHI. (2014b-05-29). SMHI, Kunskapsbanken. *Markvatten*. Tillgååglig: <http://www.smhi.se/kunskapsbanken/hydrologi/markvatten-1.4547> [2014-05-29].

Smith J. (1990). La Forêt et le Bois dans le Marché Unique. *Etude du club de Bruxelles*, 66 sida.

Smith M. W., Wolf M. E., Cheary B. S. Carroll B. L. (2001). Allelopathy of Bermudagrass, Tall Fescue, Redroot Pigweed, and Cutleaf Evening Primrose on Pecan. *Hortscience* vol. 36, issue 6, sida 1047-1048.

Smith J., Pearce B. D., Wolfe M. S. (2012). Reconciling productivity with protection of the environment: Is temperate agroforestry the answer? *Renewable Agriculture and food systems* vol. 28, issue 1, sida 80-92.

Stamps W. T., Woods T. W., Linit M. J., Garret H. E. (2002). Arthropod diversity in alley cropped black walnut (*Juglans nigra* L.) stands in eastern Missouri, USA. *Agroforestry systems* vol. 56, issue 2, sida 167-175.

Stepanov A. M., Malania Z. I. (1991). Shelterbelts in the USSR: an integral part of the agrolandscape. In: *Proc Third International Symposium, Windbreaks and Agroforestry*, sida 52-55.

Stjernström A. (2011). Skogen - guldet från Norden. *Jengel Förlag AB, Östersund*.

Strand, J. (2013). Integrerade skyddszoner. *Lantbruksnytt Länsstyrelsen Hallands Län Nr. 3*, sida 1-8.

Strand J., Feuerbach P. (2014-05-01). *Våtmarker och Biodiversitet – aktuella utmärkelser*. Hushållningssällskapet Halland. Tillgänglig: <http://www.wetlands.se/> [2014-05-29].

Söderström B., Svensson B., Vessby K., Glimskär A. (2001). Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity and conservation* vol. 10, issue 11, sida 1839-1863.

Taiz L., Zeiger E. (2010). Plant physiology. 5:e upplagan. *Sinauer Associates, Sunderland, USA*.

Tang L. J., Liu Z., Ming F. F., Li C. H. (1990). On the efficacy of the grassland shelterbelt system at the eastern foot of the Helan mountains, Ninxia. *Chinese journal of arid land research* vol. 3, issue 4, sida 349-354.

Thevathasan N. V., and Gordon A. M. (2004). Ecology of tree intercropping systems in the North temperate region: Experiences from southern Ontario, Canada. *Agroforestry systems* vol. 61, sida 257-268.

Tisdall J. M., Oades J. M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *European journal of soil science* vol. 33, issue 2, sida 141-163.

Tyndall J., Colletti J. (2007). Mitigating swine odor with stratigally designed shelterbelts: a review. *Agroforestry systems* vol. 69, issue 1, sida 45-65.

Udawatta R. P., Kremer R. J., Adamson B. W., Anderson S. H. (2008). Variations in soil aggregate stability and enzyme activities in a temperate agroforestry practice. *Applied ecology* vol. 39, sida 153-160.

Vattenmyndigheten. (2010). Förvaltningsplan Västerhavets vattendistrikt 2009-2015. Vattenmyndigheten i Västerhavets vattendistrikt vid Länsstyrelsen i Västra Götalands län. Rapport. 2010:03.

Verheijen F. G. A., Jones R. J. A., Rickson R. J., Smith C. J. (2009). Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-science reviews* vol. 94, issue 1-4, sida 23-38.

Visala A. (2012). *Ekosystemtjänster av alley cropping i tempererade klimat – litteraturstudie*. Sveriges Lantbruksuniversitet. Trädgårdsingenjörsprogrammet. Examensarbete. Epsilon. Tillgänglig: <http://uppsok.libris.kb.se/sru/uppsok?query=anywhere+all+%22visala%22+and+publisher+all+%22SLU%22&startRecord=1&recordSchema=dc&operation=searchRetrieve&stylesheet=databases%2Fuppsok%2Fhitlist.xsl&maximumRecords=25> [2014-05-29].

Wanvestraut R. H., Jose S., Nair P. K. R., Brecke B. J. (2004). Competition for water in a pecan (*Carya illinoensis* K. Koch) – cotton (*Gossypium hirsutum* L.) alley cropping system in the southern United States. *Agroforestry systems* vol. 60, sida 167-179.

Waller P. J., Bernes G., Thamsborg S. M., Sukura A., Richter K., Ingebrigtsen K., Höglund J. (2001). Plants as de-worming agents of livestock in the Nordic countries: Historical perspective, popular beliefs and prospects for the future. *Acta veterinaria scandinavica* vol. 42, sida 31-44.

Whitefield P. (2010). Permakultur i ett nötskal. Originaltitel: Permaculture in a nutshell. 5:e upplagan. Föreningen permakultur i Sverige.

Wright C. (1994). The distribution and abundance of small mammals in a silvoarable agroforestry system. *Agroforestry forum* vol. 5, issue 2, sida 26-28.

WWF. (2012a). WWF - Living planet report 2012; biodiversity, biocapacity and better choices. *Avenue du Mont-Blanc 1196 Gland, Schweiz*.

WWF. (2012b). WWF EKO Nr. 1.

WWF. (2013a). WWF EKO Nr. 1.

WWF. (2013b). WWF EKO Nr. 2.

WWF. (2013c). WWF EKO Nr. 3.

WWF. (2013d). WWF EKO Nr. 4.

Zhang P. (1999). *The impact of nutrient inputs from stemflow, throughfall, and litterfall in a tree-based temperate intercropping system, southern Ontario, Canada*. M.Sc. Thesis, Dept. of Environmental Biology, University of Guelph, Guelph, 102 sidor. *Ontario, Canada*.

Ej publicerat material

Jan Göransson. 2014-05-15. Tidigare ansvarande bonde på Köpingehus i Gärds Köpinge, Skåne. Telefonsamtal.

Kristina Lexmuller. (2014-01-31). Embla träd - Häckpoppel. E-post: info@emblatrad.se

Lars Törner. 2014-05-03. Agronom; LT-miljö; före detta verksamhetsledare inom Odling i balans. Telefonsamtal.

Tora Råberg. (2014-01-26). Doktorand - Biosystem och Teknologi. Alnarp, SLU. E-post:
Tora.raberg@slu.se

Bilagor

Bilaga 1 – Information om personer som bidragit

Handledare

Georg Carlsson. Doktor. Forskarassistent. Biosystem och teknologi, SLU – Alnarp.

http://www.slu.se/georg_carlsson

Sven-Erik Svensson. Universitetsadjunkt. Biosystem och teknologi, SLU – Alnarp.

<http://www.slu.se/sv/om-slu/sok/sok-anstalld/personpresentation/?emp=0B776FE8735E3F77ECDC86816793C636>

Övriga

Alf Ekblad. Professor. Örebro universitet – Institutionen för naturvetenskap och teknik.

<http://www.oru.se/Institutioner/Naturvetenskap-och-teknik/Kontakt-och-presentation/Personliga-sidor/Biologi/Ekblad-Alf/>

Anders Jacobson. Konsulent – ArtDatabanken och Naturtyper, SLU.

<http://www.slu.se/sv/centrumbildningar-och-projekt/artdatabanken/kontakt1/personal-a-o/jacobson-anders-/>

Charlott Gissén. Forskningsassistent. Biosystem och teknologi – SLU, Alnarp.

http://www.slu.se/charlott_gissen

Divina Vázquez-Varela, Labbassistent Universidade de Santiago de Compostela, Spanien.

Felix Herzog. Doktor. Agroscope - ansvarig för forskningsgruppen kring agrikulturella landskap och biologisk mångfald.

<http://www.agroscope.admin.ch/org/mitarbeitersuche/mitarbeiterprofil/index.html?lang=en&mid=411>

Florencia Montagnini. Professor. Saybrook College at Yale University.

<http://climate.yale.edu/people/florencia-montagnini>

Ingrid sommar. Ekologisk mjölkbonde; Svånö Gård, Rytterne. <http://www.krav.se/ingrid-sommar-korna-haller-langre-i-losdriften>

Jan Göransson. Tidigare ägare av gårdarna Köpingehus och Åkesdal.

Jesper Larsson. Forskarassistent - SLU inom bl.a. agrarhistoria.

<http://www.slu.se/sv/institutioner/ekonomi/personal/larsson-jesper/>

Johanna Björklund. Universitetslektor. Örebro universitet – Institutionen för naturvetenskap och teknik. <http://www.oru.se/Institutioner/Naturvetenskap-och-teknik/Kontakt-och-presentation/Personliga-sidor/Biologi/Bjorklund-Johanna/>

Karl-Ivar Kumm. Forskningsledare – SLU, Skara. <http://www.slu.se/sv/om-slu/sok/sok-anstalld/personpresentation/?emp=47BD3B5B147DA3C17FEC0A617A9A2341>

Lars Törner. Agronom; LT-miljö; före detta verksamhetsledare inom Odling i balans.

María Rosa Mosquera-Losada. Professor. Universidade de Santiago de Compostela , Spanien. <http://www.scirp.org/journal/DetailedInforOfEditorialBoard.aspx?personID=4083>

Markus Eichhorn. Doctor. Lärare på Nottinghams Universitet. <http://www.nottingham.ac.uk/life-sciences/people/markus.eichhorn>

Michel Riksen. Doktor. Forskare inom gruppen för jordegenskaper och landskapshantering. Wageningen University. <http://www.wageningenur.nl/en/Persons/dr.ir.-MJPM-Michel-Riksen.htm>

Walter V. Reid. Doktor. Framträdande inom bl.a. Millenium Ecosystem Assessment (MA). <http://foodsecurity.stanford.edu/people/walterreid/>

Bilaga 2 – ordlista

Semiaritt klimat är en jämförande term vilken åsyftar ett klimat i vilket tillståndet av fuktighet är någonstans emellan den som råder i ett absolut aritt klimat och den fuktighet som råder i desto mer fuktigare klimat. S.k. semiarida klimat kännetecknas av det under somliga månader råder mängder nederbörd nog för att grässlätter liksom buskskikt kan skapas, vilka utgör mycket större total mängd biomassa än vad som kan genereras av motsvarande växter i absolut arida klimat (Bailey, 1979).

Träda är när en odlingsyta tillåts vila mellan olika kulturer, för att marken annars blir för utarmad. Trädan kan pågå i flera år.

Silvopasture-agroforestrysystem åsyftar kombinationen utav träd ihop med betande djur på samma aktuella yta (Mosquera-Losada m.fl., 2008).

Silvoarable-agroforestrysystem kan definieras som odlingen av ett- eller fleråriga växter mellan relativt brett utplacerade träd. Definitionen kan vidare delas in i tre undergrupper vilka representerar olika konstellationer av träden; alléodlingssystem, spridda träd och slutligen häckar (Mosquera-Losada m.fl., 2008). Efter genomförd sammanställning kan det konstateras att definitionerna mellan alléodlingssystem och häckar som ex. lähäckar, kan ibland förefalla vara väldigt vag.

Kyotoprotokollet är ett internationellt avtal mellan länder ämnat främja ett ansvarstagande för utsläppta mängder koldioxid (Smith m.fl., 2012; Montagnini & Nair, 2004).

Markens fältkapacitet är då jorden är så pass mättad på vatten att ev. överskott lakar igenom (SMHI, 2014b). Måttet används ihop med andra mått för att avgöra en marks egenskaper för vattengivande förmåga, enligt samma referens.